

Wassergütemodell für Talsperren unter Einbeziehung von Fernerkundungsdaten

Von dem Fachbereich für Bauingenieur- und Vermessungswesen
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades einer
Doktor-Ingenieurin (Dr.-Ing.)

genehmigte
D I S S E R T A T I O N

von
Dipl.-Ing. Alexandra Weihrauch
aus Elbingerode

Eingereicht am:	15.12.2000
Mündliche Prüfung am:	03.02.2001
Berichterstatter:	Prof. Dr.-Ing. U. Maniak
Berichterstatteerin:	Prof. Dr.-Ing. Dr.-phil. S. Kunst
Prüfer:	Prof. Dr.-Ing. N. Dichtl

2001

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand in den Jahren 1996 bis 2000 während meiner Tätigkeit als wissenschaftliche Mitarbeiterin am Leichtweiß-Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig.

Mein Dank gilt Herrn Prof. Maniak, der es mir ermöglichte, das Thema der Wassergütemodellierung zu bearbeiten. Sein stetes Interesse und seine Diskussionsbereitschaft halfen bei der Klärung zahlreicher Fragen und ergaben eine Reihe von Denkanstößen.

Frau Prof. Kunst danke ich für die Bereitschaft, das Korreferat für diese Arbeit zu übernehmen.

Bedanken möchte ich mich auch bei all denen, die mich im Institut bei meiner Arbeit unterstützt haben, insbesondere bei den zahlreichen wissenschaftlichen Hilfskräften, die die Datenaufbereitung sowie einen Teil der Programmierarbeiten übernommen haben.

Weiterhin möchte ich Herrn Prof. Morgenschweis, Herrn Dr. Nusch, Herrn Frost und Herrn zur Strassen vom Ruhrverband für die Bereitstellung der umfangreichen Daten zur Möhnetalsperre sowie die zahlreichen fruchtbaren Diskussionen und Hinweise zum Gelingen meiner Arbeit danken.

Herrn Prof. Mauser und Herrn Dr. Schneider vom Institut für Geographie der Ludwig-Maximilian-Universität München danke ich für die Hilfe bei der Auswertung der Fernerkundungsdaten.

Für die Durchsicht der biologischen Ansätze möchte ich mich bei Herrn Dr. Schulz vom Zoologischen Institut bedanken.

Mein besonderer Dank richtet sich an meinen Mann Stefan für seine Geduld und Unterstützung, an meine Eltern sowie an meine Schwiegereltern.

Alexandra Weihrauch

Abstract

Good quality of water in reservoirs for water supply has a high ecological and economic importance. The objective of this thesis is to develop a two-dimensional water quality model considering remote sensed data. Calibration and validation of water quality models can be improved by this approach. In addition, monitoring and forecast of water quality can be achieved in a more reliable way.

At first methods practised for the estimation of the concentration of water constituents by remote sensed data are discussed. The reservoir Mönnetalsperre is chosen for application of the new methods due to the existing extensive data basis of several observational stations for the water body. Longitudinal gradients of the water constituents can be calibrated on the base of the ground observation. The satellite sensor Landsat TM is selected because it has a the desired high spatial resolution.

The basis of the two-dimensional model is the model CE-QUAL2 which was modified according to the characteristics of the reservoir. The calibration of the water quality model reproduces satisfactorily the natural processes. The influence of the estimated model parameters on the mean value and the variation coefficients of the algae concentration is quantified by a sensitivity analysis. The results of the validation are similar to the results of the calibration and the temporal transferability of the model is proved.

The evaluation of the remote sensed data was carried out for the temperature of the water-atmosphere boundary layer and the mean algae concentration in the upper layers of the lake. Longitudinal temperature gradients could not be identified. The longitudinal distribution of the algae could be reproduced by the satellite images of March and April, exhibiting strong correlations with the traditional observation. The weak correlation in May may be explained by the worse coincidence of model results and measured algae concentrations. If the loss-processes are minimised, a strong correlation of remote sensed data and model results is achieved.

The applicability of remote sensed data concerning the calibration and the improvement of simulated spatial distributions of algae is shown.

Future research should focus on the development of satellite sensors with high spectral and spatial resolution and on the development of analytical evaluation methods. The improvement of water quality models should be supported by ground observations.

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der besonderen ökologischen und ökonomischen Relevanz der guten Wasserqualität von Trinkwassertalsperren bestand das Ziel der vorliegenden Arbeit in der Aufstellung eines zweidimensionalen Wassergütemodells unter Einbeziehung von Fernerkundungsdaten. Damit sollte eine Möglichkeit aufgezeigt werden, die Kalibrierung und Validierung von Wassergütemodellen zu verbessern und eine zuverlässigere Güteüberwachung bzw. -vorhersage zu ermöglichen.

Zunächst werden bestehende Methoden zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen mit Hilfe von Fernerkundungsdaten aufgezeigt. Für die vorliegende Arbeit wurde die Möhnetalsperre gewählt, da sie über eine sehr gute Datenbasis mit mehreren Meßpunkten im Wasserkörper der Talsperre verfügt. Als Satellitensensor wurde Landsat TM gewählt, der über eine ausreichende räumliche Auflösung verfügt.

Die Grundlage der zweidimensionalen Modellierung ist das Modell CE-QUAL2, welches entsprechend den Gegebenheiten in der untersuchten Talsperre erweitert wurde. Die Kalibrierung des Wassergütemodells zeigte eine insgesamt gute Nachbildung der in der Natur stattfindenden Prozesse. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde der Einfluß der in der Kalibrierung ermittelten Modellparameter auf den Mittelwert und die Variationskoeffizienten der Phytoplanktonkonzentration quantifiziert. Die Ergebnisse der Validierung zeigen ein zur Kalibrierung analoges Verhalten. Damit ist die zeitliche Übertragbarkeit gewährleistet.

Die Auswertung der Fernerkundungsdaten erfolgte für die Temperatur der Grenzschicht Wasser-Atmosphäre sowie für die Phytoplanktonkonzentration der oberen Schichten des Modells. Longitudinale Temperaturgradienten konnten nicht identifiziert werden. Die longitudinale Verteilung der Algen konnte für die Satellitenbilder vom März und April mit deutlichen bis engen Korrelationen nachgebildet werden. Die schwächere Korrelation im Mai ist auf die schlechtere Modellanpassung an die gemessenen Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe in diesem Zeitraum zurückzuführen. Minimiert man die Verlustprozesse infolge Zooplankton, so ergibt sich auch im Mai eine enge Korrelation von Fernerkundungsdaten und Modellergebnissen.

Damit konnte gezeigt werden, daß Fernerkundungsdaten grundsätzlich in der Lage sind, die Aussagen eines Wassergütemodells hinsichtlich der räumlichen Verteilung des Phytoplanktons zu stützen bzw. zu verbessern.

Inhalt

1	Einführung in die Problematik	1
1.1	Problembeschreibung.....	1
1.2	Zielsetzung dieser Arbeit	2
2	Stand der Forschung zum Einsatz von Fernerkundungsdaten bei der Wassergüteüberwachung.....	4
2.1	Definitionen.....	4
2.2	Einführung in die Fernerkundung von Gewässern.....	6
2.3	Methoden zur Bestimmung von Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe.....	9
2.3.1	Auswertung der Fernerkundungsdaten	9
2.3.2	Kopplung mit Wassergütemodellen	13
2.4	Bestimmung der Temperatur	15
2.5	Schlußfolgerungen	16
3	Untersuchungsgebiet	18
3.1	Gewählte Talsperre	18
3.2	Datenlage	19
3.3	Abflußverhältnisse und Witterungsverlauf in den Modellierungszeiträumen....	22
3.4	Wassergüte der betrachteten Talsperre	25
4	Modellaufbau.....	37
4.1	Modellkonzept	37
4.2	Analyse der Eingabedaten.....	40
4.3	Modellansätze	44
4.3.1	Hydrodynamik und Transport	44
4.3.2	Wärmebilanz an der Seeoberfläche	47
4.3.3	Gelöste Stoffe.....	51
4.3.4	Plankton.....	52
4.3.4.1	Phytoplankton	52
4.3.4.2	Zooplankton	63
4.3.5	Dekompositionsprodukte	67
4.3.5.1	Gelöste organische Stoffe.....	67
4.3.5.2	Partikuläre organische Stoffe	69
4.3.6	Nährstoffe.....	70
4.3.6.1	Orthophosphat-Phosphor	70
4.3.6.2	Stickstoff	72

4.3.6.3	Siliziumdioxid-Silizium	75
4.3.7	Spurenelemente	76
4.3.8	Sediment	76
4.3.9	Gelöster Sauerstoff.....	78
4.3.10	Anorganischer Kohlenstoff.....	82
4.3.11	Temperaturkorrektur der Raten	83
4.4	Fernerkundungsdaten	87
4.4.1	Beschreibung des gewählten Sensors	87
4.4.2	Bildaufbereitung.....	88
4.4.3	Kalibrierung und Korrektur des Einflusses der Atmosphäre	89
4.4.4	Georeferenzierung.....	96
4.4.5	Ableitung von Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe aus den Fernerkundungsdaten.....	97
5	Modellierung.....	101
5.1	Geometrie des Speichers	101
5.2	Anfangs- und Randbedingungen	102
5.2.1	Meßwerte.....	102
5.2.2	Ableitung von Eingabedaten, die nicht gemessen wurden	102
5.2.3	Ausgleich der Wasserbilanz	108
5.3	Kalibrierung	109
5.3.1	Bestimmung der Kalibrierungsparameter	109
5.3.2	Ergebnisse der Temperaturkalibrierung	110
5.3.3	Ergebnisse der Gütekalibrierung	111
5.4	Sensitivitätsanalyse	116
5.4.1	Vorgehen.....	116
5.4.2	Modellparameter.....	118
5.4.3	Funktionen.....	129
5.4.4	Anfangs- und Randbedingungen	129
5.5	Validierung.....	131
6	Auswertung der Fernerkundungsdaten	136
6.1	Bestimmung der Temperatur.....	136
6.2	Bestimmung der Phytoplanktonkonzentration	139
6.2.1	Vorgehen.....	139
6.2.2	Satellitenbild vom 12.03.1997.....	141

6.2.3 Satellitenbild vom 13.04.1997.....	148
6.2.4 Satellitenbild vom 15.05.1997.....	155
6.3 Schlußfolgerungen	162
7 Zusammenfassung und Ausblick	164
7.1 Motivation und Realisierung	164
7.2 Ergebnisse.....	165
7.3 Ausblick	166
8 Literatur	167

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Quellen für die am Photometer empfangene Strahlung über Wasserflächen (KIRK, 1994, verändert).....	7
Abb. 2: Lage der Wassergütemeßstellen in der Möhnetalsperre.	21
Abb. 3: Zuflüsse zur Möhnetalsperre	22
Abb. 4: Zuläufe und Abgabe der Möhnetalsperre im Jahr 1995.....	23
Abb. 5: Zuläufe und Abgabe der Möhnetalsperre im Jahr 1997.....	24
Abb. 6: Volumenanteile des Epilimnions, des Metalimnions und des Hypolimnions der Möhnetalsperre im Jahr 1997.....	26
Abb. 7: Sauerstoffgehalt im Hypolimnion der Möhnetalsperre im Jahr 1997.....	27
Abb. 8: Gesamtstickstoffkonzentration im Zulauf und im Ablauf sowie in den Vorbecken der Möhnetalsperre für das Jahr 1997	28
Abb. 9: Gesamtphosphorkonzentration im Zulauf und im Ablauf sowie in den Vorbecken der Möhnetalsperre für das Jahr 1997	29
Abb. 10: Anteile der Zuflüsse am Gesamtphosphoreintrag.....	30
Abb. 11: Anteile der Zuflüsse am Gesamtstickstoffeintrag.....	30
Abb. 12: Trophieindex der Möhnetalsperre mit ihren Vorbecken für das Jahr 1995 .	31
Abb. 13: Trophieindex der Möhnetalsperre mit ihren Vorbecken für das Jahr 1997 .	32
Abb. 14: Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentration im Jahr 1995 an der Meßstelle Möhnetalsperre / vor der Mauer	33
Abb. 15: Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentration im Jahr 1997 an der Meßstelle Möhnetalsperre / vor der Mauer	33
Abb. 16: Biovolumen des Phytoplanktons und des Zooplanktons für das Jahr 1995 an der Meßstelle Möhnetalsperre / vor der Mauer.....	34
Abb. 17: Biovolumen des Phytoplanktons und des Zooplanktons für das Jahr 1997 an der Meßstelle Möhnetalsperre / vor der Mauer.....	35
Abb. 18: Verhältnis des Zooplanktonbiovolumens zum Phytoplanktonbiovolumen...	35
Abb. 19: Schema des zweidimensionalen Modells	37
Abb. 20: Regression der Fluoreszenz mit der Chlorophyll-a-Konzentration.....	41

Abb. 21: Regression der Sichttiefe mit der Chlorophyll-a-Konzentration für das Validierungsjahr 1997 verglichen mit einer Regression aus (RAST, LEE, 1974 in: CHAPRA, 1997)	42
Abb. 22: Regression der Chlorophyll-a-Konzentration und des Biovolumens für das Jahr 1995.....	43
Abb. 23: Zusammenhang zwischen der Albedo, der Sonnenhöhe und dem Bedeckungsgrad (EAGLESON, 1970 in: U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995)	48
Abb. 24: Ablaufschema der Phytoplanktonmodellierung (COLE, BUCHAK, 1995, verändert)	52
Abb. 25: STEELE-Funktion für verschiedene Sättigungsintensitäten	56
Abb. 26: Ablaufschema der Zooplanktonmodellierung (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS , 1995, verändert)	63
Abb. 27: Ablaufschema der Modellierung der gelösten organischen Stoffe (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)	67
Abb. 28: Ablaufschema der Detritusmodellierung (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)	69
Abb. 29: Ablaufschema der Orthophosphat-Phosphor-Modellierung (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)	71
Abb. 30: Ablaufschema der Stickstoffmodellierung (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)	73
Abb. 31: Ablaufschema der Sedimentmodellierung (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)	77
Abb. 32: Ablaufschema der Sauerstoffmodellierung (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)	78
Abb. 33: Gemessene und berechnete Sauerstoffsättigung in den Vorbecken für das Jahr 1997.....	80
Abb. 34: Vergleich von windabhängigen Wiederbelüftungsformeln	81
Abb. 35: Ablaufschema der Modellierung des anorganischen Kohlenstoffs (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)	82

Abb. 36: Vergleich verschiedener Temperaturkorrekturfunktionen mit $T_1 = 5^\circ\text{C}$; $T_2 = T_{\text{opt}} = 20^\circ\text{C}$; $T_3 = 21^\circ\text{C}$; $T_4 = 25^\circ\text{C}$ und $K_1 = K_4 = 0,1$; $K_2 = K_3 = 0,98$	85
Abb. 37: Berechnete gesamte spektrale Strahldichte am Sensor für eine Landsat TM-Aufnahme auf der Basis von vier Albedowerten.....	94
Abb. 38: Absorptionsspektren verschiedener Algengattungen im Bodensee und spektrale Empfindlichkeitskurven der Landsat TM-Kanäle 1 - 3 (HARTMANN, 1995 in: SCHNEIDER, 1996)	98
Abb. 39: Einteilung der Möhnetalsperre in Segmente.....	101
Abb. 40: Regression der Lufttemperatur an der Möhnetalsperre mit der Lufttemperatur an der Station Lüdenscheid für das Jahr 1995	103
Abb. 41: Berechnete Tageswerte der Wassertemperatur im Möhnevorbecken für das Jahr 1995.....	104
Abb. 42: Berechnete Tageswerte der Wassertemperatur im Hevevorbecken für das Jahr 1995.....	105
Abb. 43: Berechnete Tageswerte der Wassertemperatur im Möhnevorbecken für das Jahr 1997.....	105
Abb. 44: Berechnete Tageswerte der Wassertemperatur im Hevevorbecken für das Jahr 1997.....	106
Abb. 45: Regression der Gesamtposphorkonzentration und der Orthophosphat-Phosphor-Konzentration	115
Abb. 46: Regression der Gesamtstickstoffkonzentration und der Konzentration des anorganischen Stickstoffs.....	115
Abb. 47: Sensitivität der mittleren Algenkonzentration gegenüber den Modellparametern, die die Wachstums- und Verlustprozesse der Algen beschreiben (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert).....	121
Abb. 48: Sensitivität des vertikalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber den Modellparametern, die die Wachstums- und Verlustprozesse der Algen beschreiben (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert).....	122
Abb. 49: Sensitivität des longitudinalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber den Modellparametern, die die Wachstums- und Verlust-	

prozesse der Algen beschreiben (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert).....	123
Abb. 50: Sensitivität der mittleren Algenkonzentration gegenüber den Extinktionskoeffizienten (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)...	125
Abb. 51: Sensitivität des vertikalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber den Extinktionskoeffizienten (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert).....	126
Abb. 52: Sensitivität des longitudinalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber den Extinktionskoeffizienten (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert).....	126
Abb. 53: Sensitivität der mittleren Algenkonzentration gegenüber der maximalen Ingestionsrate des Zooplanktons und der Halbsättigungskonstanten der Zooplanktoningestion (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert).....	127
Abb. 54: Sensitivität des vertikalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber der maximalen Ingestionsrate des Zooplanktons und der Halbsättigungskonstanten der Zooplanktoningestion (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)	127
Abb. 55: Sensitivität des vertikalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber der maximalen Ingestionsrate des Zooplanktons und der Halbsättigungskonstanten der Zooplanktoningestion (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)	128
Abb. 56: Sensitivität der Algenkonzentration gegenüber der Variation des Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert).....	130
Abb. 57: Regression der Gesamtstickstoffkonzentration und der Konzentration des anorganischen Stickstoffs.....	134
Abb. 58: Vergleich der berechneten und gemessenen Temperaturlängsschnitte an der Seeoberfläche für März 1997	136
Abb. 59: Vergleich der berechneten und gemessenen Temperaturlängsschnitte an der Seeoberfläche für April 1997	137

Abb. 60: Vergleich der berechneten und gemessenen Temperaturlängsschnitte an der Seeoberfläche für Mai 1997	137
Abb. 61: Längsschnitte der Phytoplanktonkonzentrationen im Hauptarm der Möhnetalsperre für die Zeitpunkte des Satellitenüberfluges	140
Abb. 62: Längsschnitte der Phytoplanktonkonzentrationen im Hevearm für die Zeitpunkte des Satellitenüberfluges.....	140
Abb. 63: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hauptarm	142
Abb. 64: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hevearm.....	143
Abb. 65: Regression des Pigmentindexes Kanal 1 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,72 m Tiefe für das Satellitenbild vom 12.03.1997 (Hauptarm).....	147
Abb. 66: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hauptarm	149
Abb. 67: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hevearm	149
Abb. 68: Regression des Pigmentindexes Kanal 1 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,48 m Tiefe für das Satellitenbild vom 13.04.1997 (Hauptarm).....	153
Abb. 69: Regression des Pigmentindexes Kanal 3 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,48 m Tiefe für das Satellitenbild vom 13.04.1997 (Hauptarm).....	153
Abb. 70: Regression des Pigmentindexes Kanal 1 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,48 m Tiefe für das Satellitenbild vom 13.04.1997 (Hevearm).....	155
Abb. 71: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hauptarm	156
Abb. 72: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hevearm.....	156

Abb. 73: Regression des Pigmentindexes Kanal 3 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,41 m Tiefe für das Satellitenbild vom 15.05.1997 (Hauptarm).....	160
Abb. 74: Regression des Pigmentindexes Kanal 3 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,41 m Tiefe für das Satellitenbild vom 15.05.1997 (Hevearm).....	162

Anlagenverzeichnis

- Anlage 1: Zweidimensionale Grundgleichungen für Strömung und Transport (MARTIN, McCutcheon, 1999)
- Anlage 2: Reflexion der Kanäle 1 bis 3 des Satellitenbildes vom 12.03.1997
- Anlage 3: Reflexion der Kanäle 1 bis 3 des Satellitenbildes vom 13.04.1997
- Anlage 4: Reflexion der Kanäle 1 bis 3 des Satellitenbildes vom 15.05.1997
- Anlage 5: Kalibrierung der Temperatur an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995
- Anlage 6: Kalibrierung der Temperatur an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995
- Anlage 7: Kalibrierung der Temperatur an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995
- Anlage 8: Kalibrierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995
- Anlage 9: Kalibrierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995
- Anlage 10: Kalibrierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995
- Anlage 11: Kalibrierung der Orthophosphat-Phosphor-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995
- Anlage 12: Kalibrierung der Orthophosphat-Phosphor-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995
- Anlage 13: Kalibrierung der Orthophosphat-Phosphor-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995
- Anlage 14: Kalibrierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995
- Anlage 15: Kalibrierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995
- Anlage 16: Kalibrierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995

- Anlage 17: Kalibrierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995
- Anlage 18: Kalibrierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995
- Anlage 19: Kalibrierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995
- Anlage 20: Kalibrierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995
- Anlage 21: Kalibrierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995
- Anlage 22: Kalibrierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995
- Anlage 23: Kalibrierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995
- Anlage 24: Kalibrierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995
- Anlage 25: Kalibrierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995
- Anlage 26: Kalibrierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995
- Anlage 27: Kalibrierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995
- Anlage 28: Kalibrierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995
- Anlage 29: Kalibrierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995
- Anlage 30: Kalibrierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995
- Anlage 31: Kalibrierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995

-
- Anlage 32: Temperatur und Konzentration des gelösten Sauerstoffs im Auslauf der Möhnetalsperre für das Jahr 1995
- Anlage 33: Ammonium-Stickstoff-Konzentration und Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration im Auslauf der Möhnetalsperre für das Jahr 1995
- Anlage 34: Orthophosphat-Phosphor-Konzentration im Auslauf der Möhnetalsperre für das Jahr 1995
- Anlage 35: Validierung der Temperatur an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997
- Anlage 36: Validierung der Temperatur an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997
- Anlage 37: Validierung der Temperatur an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997
- Anlage 38: Validierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997
- Anlage 39: Validierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997
- Anlage 40: Validierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997
- Anlage 41: Validierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997
- Anlage 42: Validierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997
- Anlage 43: Validierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997
- Anlage 44: Validierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997
- Anlage 45: Validierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997
- Anlage 46: Validierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997

- Anlage 47: Validierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997
- Anlage 48: Validierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997
- Anlage 49: Validierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997
- Anlage 50: Validierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997
- Anlage 51: Validierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997
- Anlage 52: Validierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997
- Anlage 53: Validierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997
- Anlage 54: Validierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997
- Anlage 55: Validierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997
- Anlage 56: Validierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997
- Anlage 57: Validierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997
- Anlage 58: Validierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997
- Anlage 59: Temperatur und Konzentration des gelösten Sauerstoffs im Auslauf der Mohnetalsperre für das Jahr 1997
- Anlage 60: Ammonium-Stickstoff-Konzentration und Nitrat-Stickstoff-Konzentration im Auslauf der Mohnetalsperre für das Jahr 1997

Verzeichnis der Formelzeichen

Lateinische Zeichen

a	Absorptionskoeffizient	[-]
a_0, a_1, a_2	Koeffizienten der Windfunktion	[-]
A	ARRHENIUS-Konstante	[-]
A_{kt}	Wasseroberfläche	[m ²]
A_s	Sedimentoberfläche	[m ²]
A_z	Vertikale Wirbelviskosität	[m ² /s]
A, B	Regressionskoeffizienten	[-]
b_b	Rückstreukoeffizient	[-]
B_o	BOWEN-Verhältnis, $B_o = 0,47 \text{ mmHg/}^\circ\text{C}$	[mmHg/°C]
BSB_5	Biochemischer Sauerstoffbedarf	[g/m ³]
c	Lichtgeschwindigkeit	[m/s]
C	Konzentration eines Wasserinhaltsstoffes	[g/m ³]
C_a	BRUNT'scher Koeffizient, $C_a = 0,5 \text{ bis } 0,7$	[-]
C_{aj}	Konzentration der j-ten Algengruppe	[gC/m ³]
C_{alg}	simulierte Algenkonzentration, integriert über 3,50 m Tiefe für ein Segment	[gC/m ³]
$C_{a,min}$	minimale Algenkonzentration aller Segmente, integriert über 3,50 m Tiefe	[gC/m ³]
$C_{a,max}$	maximale Algenkonzentration aller Segmente, integriert über 3,50 m Tiefe	[gC/m ³]
$C_{a,norm}$	normierte Algenkonzentration, integriert über 3,50 m Tiefe für ein Segment	[-]
C_{ass}	Konzentration der anorganischen Schwebstoffe	[g/m ³]
C_C	Kohlenstoffgehalt einer Zelle	[pg]
C_{Chl-a}	Chlorophyll-a-Konzentration	[µg/l]
C_{CO_2}	Kohlendioxidkonzentration	[g/m ³]
C'_{CO_2}	Kohlendioxidsättigungskonzentration	[g/m ³]
C_{Det}	Detrituskonzentration	[g/m ³]
C_{Fe}	Eisenkonzentration	[g/m ³]
$C_{i,ber}$	Berechnete Konzentration des Wasserinhaltsstoffes i	[g/m ³]
$C_{i,gem}$	Gemessene Konzentration des Wasserinhaltsstoffes i	[g/m ³]
$Chl-a / C$	Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis	[-]
C_{LDOM}	Konzentration der schnell abbaubaren gelösten organischen Stoffe	[g/m ³]
C_{min}	Schwellenwert der Algenkonzentration für den Beginn	[g/m ³]

	der Zooplanktoningestion	
C_{NH_4}	Ammonium-Stickstoff-Konzentration	[g/m ³]
C_{NO_3}	Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration	[g/m ³]
C_{O}	Sauerstoffkonzentration	[g/m ³]
C'_{O}	Sauerstoffsättigungskonzentration	[g/m ³]
$C_{\text{O,lim}}$	Sauerstoffkonzentration, bei der anaerobe Prozesse beginnen	[g/m ³]
$C'_{\text{O,T}}$	Temperaturkorrigierte Sauerstoffsättigungskonzentration	[g/m ³]
C_{oss}	Konzentration der organischen Schwebstoffe	[g/m ³]
C_{PO_4}	Orthophosphat-Phosphor-Konzentration	[g/m ³]
C_{RDOM}	Konzentration der langsam abbaubaren gelösten organischen Stoffe	[g/m ³]
C_{Si}	Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration	[g/m ³]
C_{TDS}	Konzentration der gelösten Stoffe	[mg/l]
C_{TIC}	Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs	[g/m ³]
C_z	Zooplanktonkonzentration	[g/m ³]
D	Konstante in der Berechnung der vertikalen Wirbelviskosität, $D = 1,5$	[-]
d	Gütemaß	[-]
E	Aktivierungsenergie	[J/mol]
E_c	Grenzflächenaustauschkoeffizient für anorganischen Kohlenstoff	[m/s]
e_a	Aktueller Dampfdruck	[mmHg]
E_o	Grenzflächenaustauschkoeffizient für Sauerstoff	[m/s]
e_s	Sättigungsdampfdruck	[mmHg]
f_{Nitr}	Reduktionsfaktor für die Nitrifikationsrate	[-]
$f(w)$	Windfunktion	[W/(m ² ·mmHg)]
g	Erdbeschleunigung	[m/s ²]
G	Mittlere tägliche Globalstrahlung	[kWh/(m ² ·d)]
h	PLANCK'sches Wirkungsquantum, $h = 6,626176 \cdot 10^{-34}$ Js	[Js]
H	Seehöhe	[km]
H_a	Energiefluß der einfallenden langwelligen Strahlung	[W/m ²]
H_{ar}	Energiefluß der reflektierten langwelligen Strahlung	[W/m ²]
H_{br}	Energiefluß der Ausstrahlung der Wasseroberfläche	[W/m ²]
H_c	Fühlbarer Wärmestrom	[W/m ²]

H_e	Latenter Wärmestrom	[W/m ²]
H_n	Nettoenergiefluß durch die Wasseroberfläche	[W/m ²]
H_s	Energiefluß der kurzwelligen Sonneneinstrahlung	[W/m ²]
H_{sr}	Energiefluß der reflektierten kurzwelligen Sonnenstrahlung	[W/m ²]
i	Index für die Algengruppe	[-]
$I(z)$	Strahlungsintensität in der Tiefe z (Globalstrahlung oder PAR)	[W/m ²]
I_0	Strahlungsintensität an der Wasseroberfläche (Globalstrahlung)	[W/m ²]
I_s	Sättigungsintensität (PAR)	[W/m ²]
j	Index für die Schicht	[-]
k	BOLTZMANN'sche Entropiekonstante, $k = 1,380662 \cdot 10^{-23}$ JK	[JK]
K	VON KARMAN'sche Konstante, $K = 0,4$	[-]
K_1, K_2, K_3, K_4	Ratenmultiplikatoren in der Temperaturfunktion	[-]
$K(T_a)$	Rate bei der Temperatur T_a	[s ⁻¹]
$K_{ae,j}$	Exkretionsrate der j -ten Algengruppe	[s ⁻¹]
$K_{ae,j,max}$	Maximale Exkretionsrate der j -ten Algengruppe	[s ⁻¹]
$K_{ag,j}$	Wachstumsrate der j -ten Algengruppe	[s ⁻¹]
$K_{ag,j,max}$	Maximale Wachstumsrate der j -ten Algengruppe	[s ⁻¹]
$K'_{ag,max}$	theoretische maximale Algenwachstumsrate, die bei $q \rightarrow \infty$ erreicht wird	[s ⁻¹]
$K_{am,j}$	Mortalitätsrate der j -ten Algengruppe	[s ⁻¹]
$K_{am,j,max}$	Maximale Mortalitätsrate der j -ten Algengruppe	[s ⁻¹]
$K_{ar,j}$	Dunkelatmungsrate der j -ten Algengruppe	[s ⁻¹]
$K_{ar,j,max}$	Maximale Dunkelatemungsrate der j -ten Algengruppe	[s ⁻¹]
K_{Det}	Abbaurrate des Detritus'	[s ⁻¹]
$K_{Det,max}$	Maximale Abbaurrate des Detritus'	[s ⁻¹]
K_{DOM}	Abbaurrate der gelösten organischen Stoffe	[s ⁻¹]
K_{LDOM}	Abbaurrate der schnell abbaubaren gelösten organischen Stoffe	[s ⁻¹]
$K_{LDOM,max}$	Maximale Abbaurrate der schnell abbaubaren gelösten organischen Stoffe	[s ⁻¹]
K_{lr}	Transferrate von schnell abbaubaren in langsam abbaubare gelöste organische Stoffe	[s ⁻¹]
K_{NH_4}	Nitrifikationsrate	[s ⁻¹]

$K_{\text{NH}_4, \text{max}}$	Maximale Nitrifikationsrate	$[\text{s}^{-1}]$
k_{Nitr}	Inhibitionskoeffizient der Nitrifikation	$[\text{m}^3/\text{g}]$
K_{NO_3}	Denitrifikationsrate	$[\text{s}^{-1}]$
$K_{\text{NO}_3, \text{max}}$	Maximale Denitrifikationsrate	$[\text{s}^{-1}]$
K_{RDOM}	Abbaurrate für langsam abbaubare gelöste organische Stoffe	$[\text{s}^{-1}]$
$K_{\text{RDOM}, \text{max}}$	Maximale Abbaurrate für langsam abbaubare gelöste organische Stoffe	$[\text{s}^{-1}]$
K_{zg}	Ingestionsrate des Zooplanktons	$[\text{s}^{-1}]$
$K_{\text{zg}, \text{max}}$	Maximale Ingestionsrate des Zooplanktons	$[\text{s}^{-1}]$
K_{zm}	Mortalitätsrate des Zooplanktons	$[\text{s}^{-1}]$
$K_{\text{zm}, \text{max}}$	Maximale Mortalitätsrate des Zooplanktons	$[\text{s}^{-1}]$
K_{zr}	Respirationsrate des Zooplanktons	$[\text{s}^{-1}]$
$K_{\text{zr}, \text{max}}$	Maximale Respirationsrate des Zooplanktons	$[\text{s}^{-1}]$
l	Vertikale Längenskala (Schichtdicke)	$[\text{m}]$
L_λ	Strahldichte der Wärmestrahlung	$[\text{W}/(\text{cm}^2 \cdot \text{sr} \cdot \mu\text{m})]$
M	Molare Masse des Kohlendioxids	$[-]$
n	Exponent in der Berechnung der Reflektanz	$[-]$
N	Anzahl der Meßwerte	$[-]$
P	Modellparameter	
$P_{\text{am}, j}$	Anteil der abgestorbenen Algen der j-ten Algengruppe, die zu Detritus werden	$[-]$
P_{eff}	Assimilationseffizienz	$[-]$
P_i	Pigmentindex	$[-]$
P_N	Halbsättigungskonstante für Stickstoff	$[\text{g}/\text{m}^3]$
$P_{\text{Nähr}}$	Halbsättigungskonstante für einen Nährstoff	$[\text{g}/\text{m}^3]$
$P_{\text{Nähr}, z}$	Halbsättigungskonstante für Algen als Nährstoff des Zooplanktons	$[\text{g}/\text{m}^3]$
P_P	Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor	$[\text{g}/\text{m}^3]$
P_{PO_4}	Adsorptionskoeffizient	$[\text{m}^3/\text{g}]$
P_S	Halbsättigungskonstante für Siliziumdioxid-Silizium	$[\text{g}/\text{m}^3]$
q	Zellquote	$[\text{g}/\text{m}^3]$
q_0	minimale Zellquote	$[\text{g}/\text{m}^3]$
q_{max}	maximale Zellquote	$[\text{g}/\text{m}^3]$
r	Algenradius	$[\text{m}]$
R	Korrelationskoeffizient	$[-]$
R_0	Gaskonstante, Gaskonstante, $R_0 = 8,314 \text{ J/mol/K}$	$[\text{J}/(\text{mol} \cdot \text{K})]$

$R(0)$	Reflektanz an der Wasseroberfläche	[-]
R_i	RICHARDSON-Zahl	[-]
r_n	Proportionalitätsfaktor in der Berechnung der Reflektanz	[-]
S	Sensitivität	
S_{Fe}	Eisenfreisetzungsrates aus dem Sediment	[g/(m ² ·s)]
S_{Mn}	Manganfreisetzungsrates aus dem Sediment	[g/(m ² ·s)]
S_{NH_4}	Anaerobe Freisetzungsrates des Ammonium-Stickstoffs aus dem Sediment	[g/m ³]
S_{od}	Anaerobe Freisetzungsrates aus dem Sediment	[g/m ³]
T	Temperatur	[°C]
T_1	Minimaltemperatur, unterhalb derer keine Reaktionen erfolgen	[°C]
T_2, T_3	Optimaltemperaturen	[°C]
T_4	Maximaltemperatur, oberhalb derer keine Reaktionen erfolgen	[°C]
T_{abs}	Absolute Temperatur	[°C]
T_L	Lufttemperatur	[°C]
T_{opt}	Optimaltemperatur	[°C]
T_{ref}	Referenztemperatur	[°C]
T_w	Wassertemperatur	[°C]
TSI_{Chl}	Trophieindex, abgeleitet aus der Chlorophyll-a-Konzentration	[-]
v	Sinkgeschwindigkeit	[m/s]
V	tägliche Verdunstungshöhe (Monatswert / 30)	[mm/d]
v_x	Strömungsgeschwindigkeit in x - Richtung	[m/s]
v_z	Strömungsgeschwindigkeit in z - Richtung	[m/s]
V_z	Zellvolumen	[μm ³]
w	Windgeschwindigkeit	[m/s]
z	Wassertiefe	[m]
Δz	Schichtdicke	[m]
z_s	Sichttiefe	[m]

Griechische Zeichen

β	Anteil der an der Wasseroberfläche absorbierten kurzwelligen Strahlung	[-]
Γ	Konstante in der Berechnung der vertikalen Wirbelviskosität	[-]

	sität	
γ_j	Fraßpräferenz des Zooplanktons für die j-te Algengruppe	[-]
γ_{Det}	Fraßpräferenz des Zooplanktons für Detritus	[-]
γ_{OM}	Temperaturmultiplikator für den Abbau organischer Substanz	[-]
δ_{ag}	Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Sauerstoff und Phytoplankton für das Phytoplanktonwachstum	[-]
δ_{ar}	Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Sauerstoff und Phytoplankton für die Dunkelatmung des Phytoplanktons	[-]
δ_{C}	Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Kohlenstoff und organischer Substanz	[-]
δ_{N}	Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Stickstoff und organischer Substanz	
δ_{NH_4}	Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Sauerstoff und Ammonium-Stickstoff für die Nitrifikation	[-]
δ_{OM}	Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Sauerstoff und organischer Substanz für den Abbau organischer Substanz	[-]
δ_{P}	Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Orthophosphat-Phosphor und organischer Substanz	[-]
δ_{Si}	Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Siliziumdioxid-Silizium und Kieselalgen	[-]
δ_{Zr}	Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Sauerstoff und Zooplankton für die Zooplanktonrespiration	[-]
η	Dynamische Viskosität des Wassers	[kg/(m·s)]
ε	Emissivität des Wassers, $\varepsilon = 0,97$	[-]
κ	Leitfähigkeit	[$\mu\text{S}/\text{cm}$]
λ	Wellenlänge	[μm]
$\lambda_{\text{min,L}}$	Limitierender Faktor infolge Licht	[-]
$\lambda_{\text{min,Nähr}}$	Limitierender Faktor für Nährstoffe	[-]
ξ	Extinktionskoeffizient	[m^{-1}]
ξ_{Wasser}	Extinktionskoeffizient für reines Wasser	[m^{-1}]
ξ_{ass}	Extinktionskoeffizient für anorganische Schwebstoffe	[m^{-1}]
ξ_{oss}	Extinktionskoeffizient für organische Schwebstoffe	[m^{-1}]
ρ	Wasserdichte, korrigiert um den Einfluß von Temperatur und gelösten Stoffen	[kg/m^3]
ρ'	Dichte eines sinkenden Partikels	[kg/m^3]
ρ_{T}	Wasserdichte, korrigiert um den Einfluß der Temperatur	[kg/m^3]
$\Delta\rho_{\text{TDS}}$	Wasserdichtedifferenz infolge gelöster Stoffe	[kg/m^3]

σ	STEFAN-BOLTZMANN-Konstante, $\sigma = 5,67 \cdot 10^{-8} \text{ W} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{K}^4)^{-1}$	$[\text{W}/(\text{m}^2 \cdot \text{K}^4)]$
v_{\max}	maximale Nährstoffaufnahme- rate	$[\text{s}^{-1}]$
v''_{\max}	maximale Nährstoffaufnahme- rate für Zellen mit minima- ler Zellquote	$[\text{s}^{-1}]$
v'_{\max}	maximale Nährstoffaufnahme- rate für Zellen mit maxima- ler Zellquote	$[\text{s}^{-1}]$
$\omega_{a,j}$	Aussinkgeschwindigkeit der j-ten Algengruppe	$[\text{m/s}]$
ω_{Det}	Aussinkgeschwindigkeit des Detritus'	$[\text{m/s}]$
ω_{Fe}	Aussinkgeschwindigkeit des Eisens	$[\text{m/s}]$
ω_{Mn}	Aussinkgeschwindigkeit des Mangans	$[\text{m/s}]$

1 Einführung in die Problematik

1.1 Problembeschreibung

Viele Mehrzwecktalsperren, die als Jahresspeicher konzipiert wurden, müssen in zunehmendem Umfang qualitativ hochwertiges Wasser für die Wasserversorgung bereitstellen, obwohl die Wassergüte der Zuflüsse durch erhöhte Nährstoffeinträge und veränderte Zuflußbedingungen in erheblichem Maße beeinträchtigt werden kann. Es besteht daher die Notwendigkeit, Überwachungssysteme zu entwickeln, die kurzfristige Veränderungen des Trophiestatus' eines Gewässers bereits im Ansatz erkennen lassen und das Einleiten von Gegenmaßnahmen ermöglichen. Darüber hinaus läßt auch die mögliche Klimaerwärmung befürchten, daß sich die Wachstumsperiode im stehenden Wasserkörper verlängert und sich damit die Eutrophierungsgefahr erhöht. Die Einbindung von Aspekten der Wassergüte in Talsperrenbetriebspläne gewinnt immer mehr an Bedeutung. Dabei kommen zumeist eindimensionale Wassergütemodelle zum Einsatz, die die Entnahmetiefe hinsichtlich der Einhaltung von Grenzwerten für die Wasserinhaltsstoffe optimieren (z.B. WILLMITZER et al., 1998).

Zwei- oder dreidimensionale Wassergütemodelle von Seen und Talsperren sind bisher in ihrer Anwendung durch die zumeist unzureichende Datenbasis eingeschränkt. Häufig stehen nur Routinemessungen weniger Tiefenprofile in Zeitabständen von ca. einem Monat zur Verfügung. Über die räumliche Variation der Wasserinhaltsstoffe lassen sich damit kaum verlässliche Aussagen treffen. Bestehende Modelle enthalten eine Vielzahl empirischer Parameter, die anhand einer Kalibrierung an Naturmessungen gefunden werden müssen.

Es besteht daher Bedarf, neue Datenquellen für die räumliche Kalibrierung und Validierung von Wassergütemodellen zu erschließen. Fernerkundungsdaten sind hierfür gut geeignet, da sie relativ einfach beschaffbar und auswertbar sind. Problematisch ist bisher noch die Übertragbarkeit der an der Seeoberfläche gemessenen Strahldichte und der daraus abgeleiteten Temperaturen sowie Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe (z.B. anorganische Schwebstoffe, Phytoplankton) auf die tieferen Schichten. Des weiteren existieren derzeit keine Sensoren, die über eine für die Überwachung von Seen und Talsperren ausreichende räumliche, zeitliche und spektrale Auflösung verfügen.

Sensoren mit hoher spektraler Auflösung wurden bislang nur für Ozeane konzipiert; ihre räumliche Auflösung liegt in der Größenordnung von 500 m bis 1 km. Diese Sensoren ermöglichen somit zwar eine Differenzierung zwischen verschiedenen Wasserinhaltsstoffen, ihre räumlichen Auflösung ist für Seen und Talsperren jedoch zu gering. Sensoren mit höherer räumlicher Auflösung (10 m bis 25 m) verfügen über eine zu geringe spektrale Auflösung. Diese Sensoren wurden ursprünglich für die Überwachung von Landflächen konzipiert und weisen in dem für Wasserflächen relevanten Reflexionsbereich relativ große Wellenlängenintervalle auf. Eine Differenzierung zwischen mehreren optisch aktiven Wasserinhaltsstoffen ist damit nicht möglich.

Ein generelles Problem ist die zeitliche Auflösung der Fernerkundungsdaten, da nur wolkenfreie Satellitenbilder verwendet werden können. Insbesondere in Talsperren mit hoher Populationsdynamik und den damit verbundenen schnellen Stoffumsätzen sind Rückschlüsse auf die Wassergüte allein aus Satellitenbildern oder den monatlichen Tiefenprofilmessungen kaum möglich. Ein ergänzendes Wassergütemodell bietet hier die Möglichkeit, verlässlichere Aussagen zu treffen.

1.2 Zielsetzung dieser Arbeit

Das Ziel dieser Arbeit ist die Aufstellung eines zweidimensionalen Wassergütemodells unter Einbeziehung von Fernerkundungsdaten. Das Modell soll die Hydrodynamik des Sees sowie die maßgebenden physikochemischen und biologischen Prozesse simulieren. Die Kalibrierung und Validierung erfolgt anhand vorhandener Bodenmessungen.

Durch die Integration der drei Informationsquellen Bodenmessungen, Wassergütemodell und Fernerkundungsdaten kann eine vollständigere Information über das Systemverhalten der Talsperre gewonnen werden als dies bei unabhängiger Analyse der beiden Datenquellen oder bei Verwendung eines nur auf Bodenmessungen basierenden Wassergütemodells der Fall wäre. Die Einschränkungen, denen die einzelnen Informationsquellen unterliegen, können so reduziert werden. Durch die Einbeziehung des Wassergütemodells ist außerdem die Möglichkeit einer Vorhersage gegeben.

Aufgrund der in Kapitel 1.1 genannten Schwierigkeiten ist es bislang nicht möglich, allein aus den Fernerkundungsdaten die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe für Seen und Talsperren zu quantifizieren. In der vorliegenden Arbeit soll daher ein se-

mi-empirischer Ansatz entwickelt werden, der an den Ergebnissen des Wassergütemodells kalibriert wird. Die beispielhaft untersuchte Talsperre wird hinsichtlich der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe von Phytoplankton dominiert. Es wird der Sensor, Landsat Thematic Mapper (TM) verwendet, der zwar über eine geringe spektrale, aber über eine hohe räumliche Auflösung (30 m) verfügt. Mit dem semi-empirischen Ansatz ist es aufgrund der hohen räumlichen Auflösung der Landsat-TM-Daten möglich, die longitudinale Verteilung, d.h. die Verteilung in Längsrichtung der Talsperre, der Phytoplanktonkonzentration und der Temperatur zu simulieren.

Mit dem Wassergütemodell wird ein Muster, d.h. die oberflächenhafte, longitudinale Verteilung eines Wasserinhaltsstoffes, erzeugt, dessen Übereinstimmung mit dem sich aus den Fernerkundungsdaten ergebenden Muster als Gütekriterium für das Modell verwendet werden kann. Damit wird untersucht, ob eine Kalibrierung der mit dem Modell errechneten longitudinalen Stoffgradienten an Fernerkundungsdaten möglich ist. Anhand der Modellergebnisse kann dann beurteilt werden, ob der Umfang der bisher vorgenommenen Bodenmessungen reduziert werden kann, ausreichend ist oder ob zusätzliche Messungen erhoben werden müssen.

Methodisch ist der entwickelte semi-empirische Ansatz zur Auswertung der Fernerkundungsdaten auf andere Systeme übertragbar. Auch die verwendeten Modellansätze zur Erfassung der physikochemischen und biologischen Prozesse können auf andere stehende Gewässer übertragen werden. Grundsätzlich spielt es dabei keine Rolle, ob es sich bei den zu untersuchenden Systemen um Flachseen oder tiefe geschichtete Talsperren handelt. Einschränkungen in der Übertragbarkeit existieren bei den statistischen Parametern des semi-empirischen Ansatzes sowie den Kalibrierungsparametern des Wassergütemodells, insbesondere den Raten für die biologischen Vorgänge. Bevor eine quantitative Übertragung auf andere Gewässer erfolgt, ist daher eine detaillierte Analyse aller Parameter, die die Wassergüte beeinflussen, erforderlich.

2 Stand der Forschung zum Einsatz von Fernerkundungsdaten bei der Wassergüteüberwachung

2.1 Definitionen

Zunächst sollen einige Begriffe geklärt werden, die im Zusammenhang mit der Lichtverteilung im Wasserkörper von Bedeutung sind.

Als Licht wird der vom menschlichen Auge sichtbare Teil der Strahlung, d.h. der Wellenlängenbereich von 400 nm bis 700 nm, bezeichnet. Dies entspricht der photosynthetisch aktiven Strahlung (BUKATA et al., 1995).

Sonnenstrahlung, welche in den Wasserkörper eindringt, unterliegt Streuungs- und Absorptionsprozessen. Die Absorptions- und Streuungseigenschaften eines Wasserkörpers werden durch den Absorptionskoeffizienten, den Rückstreukoeffizienten und die Volumenstreuungsfunktion beschrieben. Sie werden als inhärente optische Eigenschaften des Wasserkörpers bezeichnet (PREISENDORFER, 1961 in: KIRK, 1994). Ihre Größe hängt allein von den Wasserinhaltsstoffen und dem Wasser selbst ab, d.h. sie sind strahlungsunabhängig.

Der Absorptionskoeffizient wird durch die Absorption des Phytoplanktons, der anorganischen Schwebstoffe, des aquatischen Humus' und des Wassers bestimmt. Er ist definiert als die interne Absorption in einer infinitesimal dünnen, senkrecht zum einfallenden Lichtstrahl gelegenen Schicht des Wasserkörpers (DURAND et al., 1999).

Die Streuung bewirkt eine Erhöhung der Weglänge, die ein Photon benötigt, um eine bestimmte Tiefe zu erreichen und damit der Wahrscheinlichkeit, auf ein absorbierendes Partikel zu treffen. In den meisten natürlichen Gewässern wird das Licht in der Hauptsache vorwärts, unter kleinen Winkeln und von Partikeln gestreut, deren Durchmesser größer als die Wellenlänge des Lichtes ist. Zudem werden einige Photonen nach oben zurückgestreut. In der Summe erhöht damit die Streuung die Lichtabnahme mit der Tiefe (KIRK, 1994). Der Streukoeffizient ist definiert als die interne Streuung in einer infinitesimal dünnen, senkrecht zum einfallenden Lichtstrahl gelegenen Schicht des Wasserkörpers (DURAND et al., 1999).

Absorptions- und Streukoeffizient werden in der Einheit $[m^{-1}]$ angegeben. Anschaulich bedeutet dies, daß z.B. bei einem Absorptionskoeffizienten von $a = 0,5 m^{-1}$ ein in

den Wasserkörper eindringendes Photon mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,5 im ersten Meter absorbiert wird.

Die Art und Weise, in der die Streuung die Lichteindringung in den Wasserkörper beeinflusst, hängt nicht nur von dem Streukoeffizienten sondern auch von der räumlichen Verteilung des gestreuten Lichtes, die aus dem primären Streuungsprozeß resultiert, ab. Die räumliche Verteilung hat für jedes Medium eine charakteristische Form und wird durch die Volumenstreuungsfunktion spezifiziert (KIRK, 1994).

Die vertikalen Extinktionskoeffizienten für Strahldichte, Bestrahlungsstärke und skalare Bestrahlungsstärke werden hauptsächlich durch die inhärenten optischen Eigenschaften des Wasserkörpers bestimmt und ändern sich bei einer Variation des einfallenden Lichtes nur wenig (KIRK, 1994).

Die Reflektanz der Bestrahlungsstärke unter der Wasseroberfläche ist der maßgebende Parameter, der die inhärenten optischen Eigenschaften des Wasserkörpers mit der Strahldichte aus der Fernerkundung verbindet. Reflektanz definiert sich als Quotient aus nach oben gerichteter und nach unten gerichteter Bestrahlungsstärke in einer bestimmten Wassertiefe (DURAND et al., 1999).

Die Strahlungstransfertheorie beschreibt, wie sich die Strahldichte auf einem Weg innerhalb eines Mediums verändert. Unter Vernachlässigung der Fluoreszenz wird diese Veränderung der Strahldichte mit dem Verlust durch Lichtabnahme mit der Tiefe und dem Gewinn durch Streuung bilanziert. Letzteres wird durch die Volumenstreuungsfunktion des Mediums in der entsprechenden Tiefe bestimmt. Aufgrund der sehr komplexen Form der Volumenstreuungsfunktion konnten bislang noch keine allgemeingültigen analytischen Beziehungen zur Charakterisierung des Lichtfeldes im Wasserkörper in Abhängigkeit von den inhärenten optischen Eigenschaften des Wasserkörpers aufgestellt werden (KIRK, 1994).

Für die optische Klassifizierung von Wasserkörpern wurden verschiedene Schemata entwickelt. Weit verbreitet ist z.B. die Klassifizierung von (JERLOV, 1976 in: BUKATA et al., 1995 und DURAND et al., 1999), nach der Ozeane in 3 Klassen und Küstengewässer in 9 Klassen, abhängig von ihrer optischen Transmissivität, eingeteilt werden. Eine Klassifizierung, die oft im Zusammenhang mit Fernerkundungsdaten verwendet wird, ist die Klassifizierung von (MOREL, 1979). Gewässer des Typs 1 sind danach natürliche Wasserkörper, bei denen die vom Satellitensensor gemessene Strahldichte nur von den Chlorophyll-Pigmenten oder abgeleiteten Größen abhängt.

Als Gewässer des Typs 2 werden solche natürlichen Wasserkörper definiert, bei denen die vom Satellitensensor gemessene Strahldichte von Chlorophyll-Pigmenten oder abgeleiteten Größen und mindestens einem weiteren optisch aktiven Wasserinhaltsstoff (z.B. anorganische Schwebstoffe, gelöste organische Stoffe) abhängt.

2.2 Einführung in die Fernerkundung von Gewässern

Die Fernerkundung gewinnt auf dem Gebiet des Umweltmonitoring immer stärker an Bedeutung. Sie bietet die Möglichkeit, komplexe Ökosysteme in ihrer Gesamtheit (Wasserkörper, Einzugsgebiet und Atmosphäre) zu betrachten. Grundsätzlich können durch flächendeckende Messung einer einzigen Größe (Strahldichte) die Konzentrationen mehrerer Wasserinhaltsstoffe (Gelbstoffe, anorganische Schwebstoffe und Chlorophyll) bestimmt werden.

Fernerkundungsdaten werden mit Hilfe eines in einem Flugzeug oder Satelliten befindlichen Photometers gewonnen. Das von dem Photometer über Wasserflächen empfangene Licht besteht aus folgenden Komponenten (siehe Abb. 1):

- gestreutes Licht von unterhalb der Wasseroberfläche,
- an der Wasseroberfläche reflektierte Himmelsstrahlung,
- an der Wasseroberfläche reflektierte direkte Sonneneinstrahlung und
- gestreutes Licht aus der Atmosphäre.

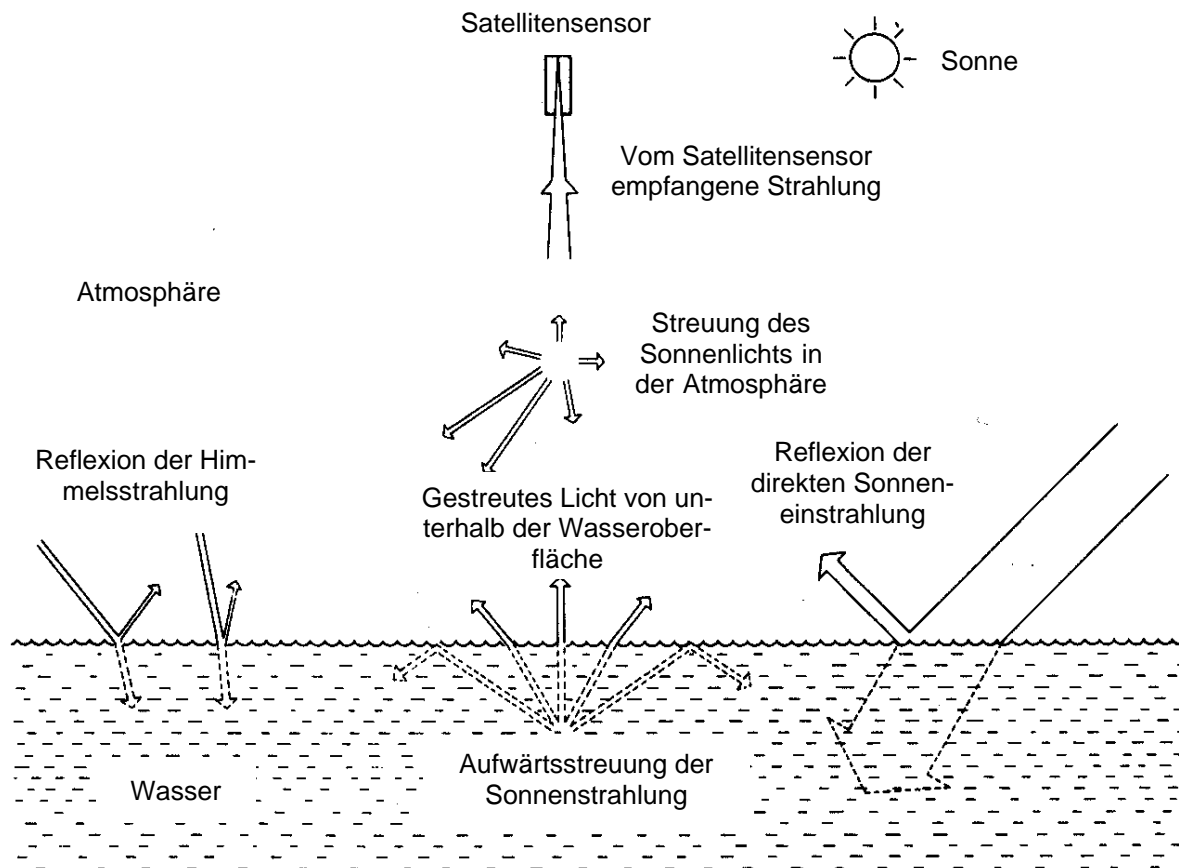


Abb. 1: Quellen für die am Photometer empfangene Strahlung über Wasserflächen (KIRK, 1994, verändert)

Nur die im Bereich unterhalb der Wasseroberfläche gestreute, aufwärtsgerichtete Strahlung enthält Informationen über die Lichtverteilung und die Inhaltsstoffe im Wasserkörper. Die übrigen drei Strahlungskomponenten müssen durch geeignete Korrekturverfahren eliminiert werden. Die Messung der an der Wasseroberfläche reflektierten direkten Sonneneinstrahlung wird durch eine entsprechende Positionierung des Satelliten weitgehend vermieden, indem der Sensor auf einen Teil der Oberfläche gerichtet wird, der sich außerhalb des Sonnenglittereinflusses befindet (KIRK, 1994). Die Eliminierung der an der Wasseroberfläche reflektierten Himmelsstrahlung und der gestreuten Strahlung aus der Atmosphäre ist ungleich schwieriger. Einige hierfür verwendbare Verfahren zur Korrektur des Atmosphäreinflusses sind in Kapitel 4.4.3 beschrieben.

Licht dringt abhängig von der Wellenlänge unterschiedlich tief den Wasserkörper ein. Die Ermittlung der Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe basiert auf der Auswertung ihrer Absorptions- und Streuungseigenschaften für die verschiedenen Wellenlängen. Häufig wird für die Identifizierung von Phytoplanktonkonzentrationen die ver-

stärkte Absorption im blauen Bereich des Lichtspektrums (400 nm bis 515 nm) infolge der photosynthetischen Pigmente verwendet. Dabei ist gleichzeitig eine erhöhte Reflektanz im grünen Bereich des Lichtspektrums (515 nm bis 600 nm) festzustellen. Dies ist darauf zurückzuführen, daß Phytoplankton als partikuläres Material zwar die Streuung in allen Wellenlängen erhöht, im grünen Bereich aber nur wenig absorbiert. Einige einzelne Wellenlängen zeigen diese Phänomene besonders deutlich und sind daher von besonderer Bedeutung für die Analyse der Reflektanz: 445 nm und 665 nm sind Maxima der Absorption für Chlorophyll-a; 520 nm und 550 nm sind Absorptionsminima. Grundlagen weiterer Methoden sind die Untersuchung der Form des Lichtspektrums und die Auswertung der Fluoreszenz, welche eine Spitze bei 685 nm in der spektralen Verteilung hervorruft (KIRK, 1994). Zur Bestimmung von Gelbstoffkonzentrationen kann die verstärkte Absorption im blauen und grünen Spektralbereich verwendet werden (NEUMANN et al., 1995; FERRARI et al., 1996). Bei Vorhandensein mehrerer Wasserinhaltsstoffe überlagern sich diese Effekte.

Fernerkundungsdaten wurden bislang in bedeutend größerem Umfang für Ozeane (z.B. MOREL, GORDON, 1980; MOREL, PRIEUR, 1977; MOREL, 1979, SATHYENDRANATH et al., 1994) als für Binnengewässer genutzt. Während typischerweise Chlorophyll-a der Hauptgrund für die zeitliche und räumliche Variabilität des Reflektanzspektrums in Ozeanen ist, enthalten Binnengewässer oft Anteile gelösten organischen Kohlenstoffs und nicht lebender organischer Substanz, welche die Interpretation des Reflektanzspektrums erschweren. Insbesondere die Überlagerung der aus Phytoplankton und gelöstem Kohlenstoff resultierenden Signale bedeutet ein wesentliches Hindernis in der Bestimmung der Konzentration einer der beiden Komponenten. Dabei kann als Quelle für den gelösten Kohlenstoff sowohl das Phytoplankton selbst als auch terrestrische Vegetation, die aus dem Einzugsgebiet stammt, in Betracht kommen.

2.3 Methoden zur Bestimmung von Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe

2.3.1 Auswertung der Fernerkundungsdaten

Die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe können mit empirischen, semi-empirischen und analytischen Methoden ermittelt werden.

Basis empirischer Methoden ist eine statistische Beziehung zwischen gemessenen Strahldichten einzelner Spektralbereiche und ausgewählten Wasserinhaltsstoffen (z.B. RITCHIE, COOPER, 1988; VERDIN, 1985). Oft werden auch anstatt der Strahldichten direkt die vom Sensor übermittelten digitalen Zahlen für die Regressionen verwendet (z.B. KHORRAM et al., 1991; BABAN, 1994). In (FORSTER et al., 1993) wird Chlorophyll-a als Summe von Chlorophyll- und Phaeopigmenten durch eine polynomische Funktion der Strahldichten der Landsat TM-Kanäle 1 bis 6 berechnet. Die Kanäle 1 bis 4 gehen linear, die Kanäle 5 und 6 quadratisch ein. Die Koeffizienten sind sowohl zeit- als auch ortsabhängig. Die wesentlichen Nachteile des statistischen Verfahrens liegen darin, daß die gewonnene Beziehung zwischen dem Satellitenbild und dem Wasserinhaltsstoff inhaltlich nicht als eine Funktion der Absorptions- und Streuprozesse im Wasserkörper interpretierbar, räumlich und zeitlich nicht übertragbar und mit den Modellergebnissen aus der Literatur nicht vergleichbar ist (SCHNEIDER, 1996).

Bei den am häufigsten verwendeten, semi-empirischen Modellen werden die spektralen Eigenschaften der Wasserinhaltsstoffe als bekannt vorausgesetzt. Dieses Kenntnis wird in die statistische Analyse eingebunden, indem von charakteristischen Wellenlängen oder Kombinationen aus diesen Wellenlängen als unabhängigen Größen in der Regression ausgegangen wird. Aus der durch Fernerkundung ermittelten Strahldichte wird zunächst die Reflektanz unter der Wasseroberfläche berechnet, die dann mit den Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe korreliert wird (z.B. TASSAN, STURM, 1986; CARRICK et al., 1994; SCHNEIDER, 1996). Die Verwendung von Reflektanzen anstelle von Strahldichten ist eine Voraussetzung für die Entwicklung räumlich und zeitlich übertragbarer Algorithmen, da nur die Reflektanz weitgehend unabhängig von der Einstrahlungsintensität und -geometrie (SCHNEIDER, 1996).

Die Koeffizienten der aufgestellten Regressionen sind quantitativ nur für den Datensatz gültig, aus dem sie abgeleitet wurden. Jede Anwendung muß daher separat kalibriert werden. In vielen Arbeiten werden Reflektanzverhältnisse von zwei Spektral-

bändern verwendet, um Chlorophyll-a-Konzentrationen zu bestimmen. Das Verwenden von Reflektanzverhältnissen ist eine Möglichkeit, den spektralen Überlappungseffekt für mehrere Substanzen zu minimieren und außerdem einige atmosphärische Effekte auszublenden (DEKKER, 1993). Im Idealfall sollte ein Reflektanzverhältnis eine Wellenlänge, die einer hohen Reflektanz entspricht, und eine Wellenlänge, die einer hohen Absorption entspricht, beinhalten (ARENZ et al., 1996).

Von (ARENZ et al., 1996) wurde die Übertragbarkeit einiger Regressionen getestet, die von anderen Autoren für verschiedene Untersuchungsgebiete aufgestellt wurden. Die Übertragbarkeit war nicht gegeben. Einige Regressionen der Form $y = a \cdot x^b$ mit der Chlorophyll-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] als abhängiger Variable y und einem Verhältnis der Reflektanz zweier Wellenlängen x als unabhängiger Variable zeigt Tab. 1.

x	a	b	r ²	Datenbasis	Quelle
700/560	66	2,8	0,88	3 Gewässer	GITELSON, KEYDAN, 1990
700/560	123	2,3	0,96	Balaton	GITELSON, KEYDAN, 1990
700/560	217	1,84	0,90	Müggelsee	GITELSON et al., 1993
700/560	67	2,84	0,94	Don	GITELSON et al., 1993
700/560	59	2,25	0,96	Donez	GITELSON et al., 1993
700/675	16	2,95	0,92	Balaton	GITELSON et al., 1993
700/675	56	1,75	0,96	Müggelsee	GITELSON et al., 1993
700/675	12	3,1	0,92	Don	GITELSON et al., 1993
700/675	13	3,05	0,96	Donez	GITELSON et al., 1993
477/700	2,5	-1	0,62	44 Seen	VERTUCCI, LIKENS, 1989
554/589	2	4,89	0,64	44 Seen	VERTUCCI, LIKENS, 1989
525/554	0,9	-5,86	0,77	44 Seen	VERTUCCI, LIKENS, 1989
445/554	0,88	-1,59	0,54	44 Seen	VERTUCCI, LIKENS, 1989
806/571	407	2,52	0,98	8 Talsperren in Colorado	ARENZ et al., 1996
440/560	1,92	-1,80	0,97	67 Meßstellen in Meeren und Küstengewässern	MOREL, 1979
520/550	0,87	-3,37	0,78	8 Meßstellen in der Adria	TASSAN, STURM, 1986
440/550	1,13	-1,71	-	-	KIRK, 1994

Tab. 1: Semi-empirische Ansätze verschiedener Autoren

In Gewässern mit hohen Konzentrationen der anorganischen Schwebstoffe und des Gelbstoffs, den Gewässern des Typs 2 (siehe Kapitel 2.1), versagen die semi-empirischen Methoden, so daß analytische Methoden angewendet werden müssen (DOERFFER, FISCHER, 1994). (MOREL, PRIEUR, 1979) verglichen die für Gewäs-

ser des Typs 1 aufgestellte Regression mit den Datenpaaren für Gewässer des Typs 2. Gewässer des Typs 2 verfügten über eine höhere Reflektanz und ein im Vergleich zu Gewässern des Typs 1 geringes Verhältnis der Reflektanzen bei 440 nm und 560 nm bei gleicher Pigmentkonzentration. Die Signale, die von den einzelnen Wasserinhaltsstoffen ausgesandt werden, können nur schwer oder nicht getrennt werden.

Analytische Modelle nutzen physikalische Zusammenhänge zwischen den Wassergüteeigenschaften, der Lichtverteilung im Wasserkörper und der mit den Fernerkundungsdaten ermittelten Strahldichte. Die inhärenten optischen Eigenschaften des Wasserkörpers oder daraus abgeleitete optische Eigenschaften werden verwendet, um die Reflektanz zu modellieren und umgekehrt (z.B. DEKKER, PETERS, 1993; DEKKER et al., 1997; DOERFFER et al., 1998).

Die Abhängigkeit der Reflektanz der Bestrahlungsstärke direkt unter der Wasseroberfläche $R(0)$ von den inhärenten optischen Eigenschaften des Wasserkörpers wird durch folgende Gleichung definiert (GORDON et. al., 1975):

$$R(0) = \sum_n r_n \cdot \left(\frac{b_b}{a + b_b} \right)^n \quad (1)$$

mit:

$R(0)$ Reflektanz an der Wasseroberfläche [-]

r_n Proportionalitätsfaktor [-]

n Exponent [-]

b_b Rückstreuoeffizient [-]

a Absorptionskoeffizient [-]

Die Proportionalitätsfaktoren r_n sind von der geographischen Lage und der Volumestreufunktion abhängig. Sie wurden von verschiedenen Autoren für $n = 1$ bestimmt (z.B. MOREL, PRIEUR, 1977; KIRK, 1991; DEKKER et. al., 1997). Für Binnengewässer wurden Werte zwischen $r_1 = 0,33$ (Sonnenhöhe 90°) und $r_1 = 0,38$ (Sonnenhöhe 45°) ermittelt (KIRK, 1991). (PRIEUR, MOREL, 1975) bestimmten für klares Wasser einen theoretischen Wert von $r_1 = 0,33$.

Der Absorptionskoeffizient setzt sich aus den Absorptionskoeffizienten des Phytoplanktons, der anorganischen Schwebstoffe, der Gelbstoffe und des Wassers zusammen. Die Parameter sind wellenlängenabhängig. Die gesamte Reflektanz ergibt sich aus der Integration über die Bandbreite der Spektralbereiche des Satelliten.

Die spezifischen Absorptions- und Streukoeffizienten der Wasserinhaltsstoffe können entweder durch Messung oder mit einem Strahlungstransfermodell bestimmt werden. Aufgrund des stochastischen Verhaltens eines Photons in einem absorbierenden und streuenden Medium wird häufig auch die Monte-Carlo-Methode zur Berechnung der Lichtverteilung im Wasserkörper verwendet. Die Lebensdauer und der geometrische Weg eines Photons werden durch sein zufälliges Zusammentreffen mit absorbierenden Molekülen bzw. Algenzellen und mit streuenden Partikeln bestimmt. Die inhärenten optischen Eigenschaften des Wasserkörpers sind mit der Wahrscheinlichkeit korreliert, daß ein Photon innerhalb einer gewissen Entfernung absorbiert, gestreut oder in einem bestimmten Winkel gestreut wird. Bei der Verwendung der Monte-Carlo-Methode wird das statistische Verhalten der Photonen genutzt, indem von einer großen Anzahl von Photonen ausgegangen wird, die mit Zufallszahlen belegt werden und in einen Wasserkörper mit definierten optischen Eigenschaften eindringen. Die Zufallszahlen, in einer adäquaten Häufigkeitsverteilung, steuern Weglängen zwischen einzelnen Interaktionen mit dem Medium, entscheiden, ob sich aus der Interaktion Absorption oder Streuung ergibt, bestimmen den Streuwinkel usw. Die Photonen dringen von oberhalb der Wasseroberfläche in den Wasserkörper ein, so daß auch Einstrahlungsbedingungen und die Brechung an der Wasseroberfläche berücksichtigt werden. Im Wasserkörper sind sog. Tiefenmarker gesetzt, an denen die Anzahl der Photonen sowie ihre Bewegungsrichtung gemessen wird. Nach einer sehr großen Anzahl von Photonen kann daraus die Lichtverteilung im Wasserkörper bestimmt werden (z.B. SATHE, SATHYENDRANATH, 1992; KIRK, 1981, 1994).

Gleichung (1) bildet die Basis hydrooptischer Modelle (BUKATA et al., 1997). Hydrooptische Modelle beschreiben die Beziehung zwischen den inhärenten optischen Eigenschaften des Wasserkörpers oder den daraus abgeleiteten optischen Eigenschaften sowie den Konzentrationen der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe. Hydrooptische Probleme werden oft mit Hilfe inverser Methoden gelöst. Inversion bedeutet, daß von (indirekten) Wirkungen auf das verursachende Phänomen rückgeschlossen wird. Für die inversen Modelle gilt das folgende Ablaufschema (DURAND et al., 1999):

- Erstellung einer Datenbank mit Volumenreflektanz- oder Strahldichtewerten für eine Bandbreite von Konzentrationen der optisch aktiven Wasserinhaltsstoffe (Messung oder Strahlungstransferberechnungen),
- Ableitung der Reflektanz oder Strahldichte aus den Fernerkundungsdaten,

- Ermittlung der besten Übereinstimmung zwischen abgeleiteten und simulierten Spektren mit mathematischen Methoden (z.B. multivariate Optimierung oder neuronale Netze).

Die Schwierigkeit bei der Anwendung inverser Methoden besteht darin, daß es keine eindeutige Lösung gibt. Es existieren mehrere Kombinationen optisch aktiver Wasse-rinhaltsstoffe, die zu der gleichen Reflektanz unter der Wasseroberfläche führen. Es müssen daher zusätzliche Bedingungen eingeführt werden, z.B. Beziehungen zwischen den Modellparametern. Diese Beziehungen sind in hohem Maße nichtlinear und z.Z. Gegenstand der Forschung (DURAND, 1999).

Analytische Methoden wurden bislang vorwiegend auf Ozeane angewendet (z.B. KONDRATYEV et al., 1998, FISCHER, DOERFFER, 1987; DOERFFER, FISCHER, 1994, NEUMANN et al., 1995). Der Forschungsbedarf betrifft vor allem die Aufnahme-technik (höhere spektrale Auflösung); daher ist die Anwendung der analytischen Methoden auf kleinere Wasserkörper, wie Talsperren, bisher nur möglich, wenn Strahlungsmessungen an der Oberfläche des Wasserkörpers vorgenommen werden.

2.3.2 Kopplung mit Wassergütemodellen

Bislang existieren nur wenige Arbeiten zur Kopplung von Fernerkundungsdaten mit Wassergütemodellen.

Von (DEKKER et al., 1996) wurden mit Flugzeugen gewonnene Fernerkundungsdaten verwendet und mit den Ergebnissen eines Prozeßmodells sowie Bodenmessungen für drei Flachseen in den Niederlanden mit unterschiedlichem Trophiestatus gekoppelt. Die Fernerkundungsdaten wurden mit Hilfe eines analytischen Ansatzes ausgewertet und geben, im Gegensatz zu den Modellergebnissen und den Bodenmessungen, Informationen über die räumliche Verteilung der untersuchten Wasse-rinhaltsstoffe Chlorophyll-a und anorganische Schwebstoffe sowie die Sichttiefe. Es standen drei vom Flugzeug aufgenommene Bilder aus drei unterschiedlichen Jahren zur Verfügung. Die Chlorophyll-a-Konzentration zeigte eine hohe räumliche Variabilität. Die Spannweite der punktförmigen Bodenmessung und des Modellergebnisses über den Zeitraum August bis September lagen zumeist außerhalb des Schwankungsbereiches der aus den Fernerkundungsdaten ermittelten Chlorophyll-a-Konzentration, während sich eine gute Übereinstimmung mit der jährlichen Spannweite ergab.

Ebenfalls in den Niederlanden wurde das Forschungsprojekt RESTWAQ durchgeführt, welches aus zwei Teilprojekten bestand. Das erste Teilprojekt hatte die Verwendung von Fernerkundungsdaten zur Verbesserung großskaliger Wassergütemodelle zum Ziel. Dazu wurden NOAA/AVHRR-Daten verwendet und beispielhaft die südliche Nordsee betrachtet. Eine detaillierte Beschreibung findet sich in der Literatur (VOS, SCHUTTELAAR, 1995).

Im zweiten Teilprojekt wurden die südfriesischen Seen betrachtet, die in der Größenskala dem in dieser Arbeit betrachteten Untersuchungsgebiet näherkommen. Es handelt sich jedoch um Flachseen. Die Wassergütemodellierung erfolgte in zwei Teilschritten. Zunächst wurde eine Strömungssimulation mit einem eindimensionalen Modell durchgeführt. Damit können die Randbedingungen der Wasserbilanz als Grundlage der Wassergütemodellierung für die einzelnen Teilsysteme festgelegt werden. Die Wassergütemodellierung erfolgte mit einem Prozeßmodell. Ebenso wie in der Untersuchung von (DEKKER et al., 1996) wurde zur Auswertung der Fernerkundungsdaten ein analytisches Modell verwendet, das sich auf die im Rahmen einer umfangreichen Meßkampagne ermittelte Datenbank der inhärenten optischen Eigenschaften des Wasserkörpers stützt. Die Modellierung erfolgte für ein Jahr, in dem sechs wolkenfreie Satellitenbilder (fünf Landsat TM-Szenen, eine SPOT-Szene) verfügbar waren. Im Gegensatz zu den Bodenmessungen zeigten die aus den Fernerkundungsdaten abgeleiteten Sichttiefen und Chlorophyll-a-Konzentrationen große Unterschiede zwischen den einzelnen Seen. Ebenfalls war die zeitliche Variabilität im Frühling und Sommer bei den aus den Fernerkundungsdaten abgeleiteten Werten höher. Für fast alle Meßzeitpunkte und -orte stimmten die aus den Fernerkundungsdaten ermittelten Werte mit den Bodenmessungen überein. Die Modellergebnisse zeigten sowohl räumlich als auch zeitlich eine geringe Variation; sie stimmten weder mit den aus den Fernerkundungsdaten abgeleiteten Werten noch mit den Bodenmessungen überein. Die Modellergebnisse können daher nur zur Darstellung der Strömungsverhältnisse innerhalb des Systems verwendet werden und erleichtern die Interpretation der Satellitenbilder (VOS et al., 1998).

2.4 Bestimmung der Temperatur

Die Oberflächentemperatur T kann mit Hilfe des inversen PLANCK-Gesetzes relativ genau bestimmt werden.

$$T = \frac{h \cdot c}{\lambda \cdot k \cdot \ln\left(\frac{2\Pi \cdot h \cdot c^2}{\lambda^2 \cdot L_\lambda} + 1\right)} = \frac{1260,56}{\ln\left(\frac{60,776}{L_\lambda} + 1\right)} \quad (2)$$

mit:

T Temperatur der Grenzschicht Wasser-Atmosphäre [K]

L_λ Strahldichte der Wärmestrahlung [$\text{W}/(\text{cm}^2 \cdot \text{sr} \cdot \mu\text{m})$]

h PLANCK'sches Wirkungsquantum [$\text{J} \cdot \text{s}$], $h = 6,626176 \cdot 10^{-34} \text{ J} \cdot \text{s}$

c Lichtgeschwindigkeit [m/s]

k BOLTZMANN'sche Entropiekonstante [$\text{J} \cdot \text{K}$], $k = 1,380662 \cdot 10^{-23} \text{ J} \cdot \text{K}$

λ Wellenlänge [m]

Da die Emissivität des Wassers im thermalen Infrarotbereich nahezu 1 beträgt, kann die den Wasserkörper verlassende Strahldichte im Wellenlängenbereich zwischen 3 μm und 12 μm mit Hilfe der Theorie des schwarzen Körpers beschrieben werden. Aufgrund der dielektrischen Eigenschaften des Wassers dringt elektromagnetische Strahlung in diesem Wellenlängenbereich nicht tiefer als 1 μm in den Wasserkörper ein. Diese Grenzschicht Wasser - Atmosphäre wird durch Prozesse wie vertikale Vermischung, Schichtung und Wind beeinflusst, so daß sich ihre Temperatur signifikant von der des Epilimnions unterscheiden kann. Nach Untersuchungen von (SCHNEIDER, MAUSER, 1991, 1996) ist diese Differenz zwischen 09:00 Uhr und 11:00 Uhr am geringsten und beträgt dann im Mittel $\Delta T = 0,1 \text{ K}$. Zu anderen Zeiten wurden Unterschiede von $\Delta T = 0,2 \text{ K}$ bis $\Delta T = 1,2 \text{ K}$ zwischen der Grenzschichttemperatur und der Temperatur in einer Tiefe von 0,5 m gefunden, wobei die Grenzschicht eine geringere Temperatur aufwies.

Mit dem Satellitensensor kann die Temperatur der Grenzschicht Wasser - Atmosphäre mit ausreichender Genauigkeit ohne das Hinzuziehen von Bodenmessungen bestimmt werden. Die Genauigkeit der aus Fernerkundungsdaten bestimmten Oberflächentemperatur lag bei einer Untersuchung von (SCHNEIDER, MAUSER, 1996) nach der Aufbereitung und Atmosphärenkorrektur der Daten bei $\Delta T = 0,03 \text{ K}$.

2.5 Schlußfolgerungen

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß Fernerkundungsdaten wertvolle Informationen über die räumliche Verteilung einiger wichtiger Wasserinhaltsstoffe liefern können. Der Einsatz erfolgt jedoch bisher fast ausschließlich im ozeanischen Bereich. Der Grund hierfür liegt vor allem in dem Mangel an Sensoren, die für die Überwachung der Wassergüte konzipiert wurden und über eine für Binnengewässer ausreichende räumliche Auflösung verfügen. Es ist jedoch zu erwarten, daß in Zukunft Sensoren verfügbar sein werden, die diese Beschränkungen nicht mehr aufweisen. Generelle Probleme, die auch in Zukunft bestehen werden, sind die zeitliche Auflösung der Daten und die Übertragbarkeit auf die tieferen Schichten. Hier muß eine Synergie mit anderen verfügbaren Informationsquellen hergestellt werden. Erste Ergebnisse liefert das in den Niederlanden durchgeführte Forschungsprojekt REST-WAQ. Die folgende Tab. 2 zeigt zusammenfassend die Vor- und Nachteile der verfügbaren Informationsquellen.

Informationsquelle	Vorteile	Nachteile
Bodenmessungen	<ul style="list-style-type: none"> • genaueste und verlässlichste Form von Punktdaten 	<ul style="list-style-type: none"> • zeitaufwendig und kostenintensiv • begrenzte zeitliche und räumliche Auflösung • keine Vorhersagemöglichkeit
Wassergütemodell	<ul style="list-style-type: none"> • hohe räumliche und zeitliche Auflösung • besseres Verständnis der Systemdynamik sowie von Ursache-Wirkung-Effekten • Möglichkeit der Vorhersage (z.B. Effekte von Klimaänderung oder Managementmaßnahmen auf das System) 	<ul style="list-style-type: none"> • aufwendige Kalibrierung • Modellunsicherheiten
Fernerkundungsdaten	<ul style="list-style-type: none"> • hohe räumliche Auflösung 	<ul style="list-style-type: none"> • zumeist schlechte zeitliche Auflösung • repräsentieren nur die oberflächennahen Schichten

Tab. 2: Vor- und Nachteile der Informationsquellen Fernerkundungsdaten, Bodenmessungen und Wassergütemodell

Eine Synergie von Informationsquellen ist am bedeutsamsten für den Fall, daß die Informationsquellen additiv bzw. komplementär sind. Die Modellierung der Phytoplanktonkonzentration ist aus folgenden Gründen eine geeignete Methode, um die drei Informationsquellen zu integrieren:

- Die Phytoplanktonkonzentration weist zumeist eine starke räumliche Heterogenität auf. Daher ist eine synoptische Information gefordert.

- Auch die zeitliche Variation ist infolge von Strömungsprozessen und schnellen Stoffumsätzen sowie damit verbundener hoher Populationsdynamik ausgeprägt. Daher ist eine zeitlich hoch aufgelöste Information gefordert.
- Zum Teil tritt chaotisches Verhalten infolge lokaler Phytoplanktonmasseentwicklungen (Patchiness) auf. Dieses Phänomen kann mit Punktmessungen nicht erfaßt werden

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es daher, eine Möglichkeit der Kopplung von Fernerkundungsdaten mit einem mathematischen Wassergütemodell aufzuzeigen. Damit werden sowohl eine höhere zeitliche Auflösung als auch Aussagen über die stattfindenden Prozesse in tieferen Schichten des Gewässers ermöglicht. Die Nachteile der in Tab. 2 zusammengestellten Informationsquellen lassen sich damit reduzieren.

Die Ergebnisse der Wassergütemodellierung werden in Kapitel 5 beschrieben und diskutiert. In Kapitel 6 erfolgt die Auswertung der Fernerkundungsdaten mit Hilfe eines semi-empirischen Ansatzes und die Bewertung der Anwendbarkeit der entwickelten Methode.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Gewählte Talsperre

Aufgrund der umfangreichen vorhandenen Bodenmessungen und ihrer relativ großen Oberfläche wurde die Möhnetalsperre am Nordrand des Sauerlandes in Nordrhein-Westfalen für die Untersuchung gewählt. Sie ist die zweitgrößte und eine der wasserwirtschaftlich bedeutendsten Talsperren im Einzugsgebiet der Ruhr. Sie dient, zusammen mit 13 anderen Talsperren im Ruhreinzugsgebiet (z.B. Sorpetalsperre, Hennetalsperre), in erster Linie zur Sicherung der Wasserführung und zum Ausgleich der Ruhr. Mit ihrer wassermengenwirtschaftlichen Bedeutung für die Wasserführung der Ruhr verbindet sich ihre Bedeutung für die Wassergütwirtschaft, da durch den Zuschuß auch die Wasserqualität verbessert wird (LAWA, 1990).

Das Einzugsgebiet der Möhne wird im Norden und Osten vom Einzugsgebiet der Lippe, im Süden und Westen von dem der Ruhr begrenzt. Im Süden bilden die Höhenzüge des Arnsberger Waldes, im Norden der Haarstrang die Wasserscheide der Ruhr. Am Zusammenfluß von Möhne und Heve liegt in einem relativ breiten U-Tal die Möhnetalsperre (LAWA, 1990).

Die westdeutschen Mittelgebirgstalsperren, zu denen die Möhnetalsperre gehört, werden im wesentlichen durch das maritime, in geringerem Maße aber auch durch das kontinentale Großklima beeinflusst. Das Meer ist von der Möhnetalsperre etwa 500 km entfernt, was sich sowohl auf die Niederschläge als auch auf die Wind- und Temperaturverhältnisse auswirkt. 60 % der vorherrschenden Winde kommen aus westlichen Richtungen und sind meist feucht. Die Niederschläge stammen größtenteils aus horizontal herangeführten Luftmassen (Advektion). Die Hochebene hat ein kühlfeuchtes Höhenklima mit einer sommerlichen (Mai-Juli) Mitteltemperatur von $T = 12,5\text{ °C}$ bis $T = 14\text{ °C}$. Lediglich in den tiefergelegenen Talräumen der Möhne ist es milder. Das Jahresmittel der Niederschläge an der Möhnetalsperre beträgt $N = 1036\text{ mm}$ (Station Völlinghausen, Jahresreihe 1979 - 1988). Das Sauerland gehört mit einer mittleren täglichen Sonnenscheindauer von ca. 4 Stunden zu den sonnen-scheinärmeren Gebieten Deutschlands (LAWA, 1990).

Das Landschaftsbild rund um die Möhnetalsperre ist ländlich geprägt. Große Teile des Einzugsgebietes, besonders im Norden und Südosten, sind mit fruchtbarem Lößlehm bedeckt. Daher ist der Anteil ackerbaulicher Nutzung mit 25 % des Ein-

zugsgebietes im Vergleich zu anderen Talsperren hoch. Auf den Äckern zwischen dem Nordufer der Talsperre und den Haar-Höhen wird in erster Linie Getreide, vorwiegend Wintergerste und Hafer, sowie zunehmend Raps angebaut. Südlich der Möhne überwiegt forstwirtschaftliche Nutzung (LAWA, 1990).

In Tab. 3 sind die wasserwirtschaftlichen Kenndaten der Talsperre zusammengestellt.

Stauraum mit Vorsperren, ohne Ausgleichsweiher	133,85 hm ³
Stauraum mit Vorsperren und Ausgleichsweiher	34,50 hm ³
Höchstes Stauziel	214,26 mNN
Stauziel	213,74 mNN
Absenkziel	192,54 mNN
Tiefstes Absenkziel	180,00 mNN
Stauoberfläche	10,37 km ²
Einzugsgebiet	436 km ²
Ausbaugrad	66 %
Mittlerer jährlicher Zufluß	204,5 hm ³
Wasserwirtschaftliche Aufgaben	Niedrigwasseraufhöhung, Hochwasserschutz, Energiegewinnung, Erholung

Tab. 3: Wasserwirtschaftliche Kenndaten der Möhnetalsperre (RUHRVERBAND, 1995)

3.2 Datenlage

Aufgrund der Verfügbarkeit wolkenfreier Satellitenbilder wurden die Jahre 1995 und 1997 für die Modellierung gewählt. Beide Jahre sind in wasserwirtschaftlicher Hinsicht durchschnittliche Jahre und spiegeln die derzeitige Wassergütesituation in der Möhnetalsperre gut wider. Betrachtet wurde jeweils der Zeitraum der Wachstumsperiode von Anfang März bis Anfang November. Für die betrachtete Talsperre liegen folgende Meßwerte als Zeitreihen der Jahre 1995 und 1997 vor.

Art	Meßgröße	Meßstellen	Meßintervall	Quelle
Wassermengen	Zuflüsse Q_{in} [m³/s] Abgabe Q_{out} [m³/s] Stauhöhe [mNN] Stauinhalt [Mio m³]	Pegel Neuhaus und Völlinghausen Pegel Günne Möhnetalsperre	Täglich	Ruhrverband, Essen
Meteorologische Daten	Kurzwellige Strahlung [J/cm²] Gesamtbedeckungsgrad Lufttemperatur [°C] Taupunkttemperatur [°C] Windgeschwindigkeit [m/s] Windrichtung Luftdruck [hPa] Maximale und minimale Lufttemperatur [°C] Lufttemperatur [°C] Luftfeuchte [%] Radiosondenprofile Sichtweite [km]	Lüdenscheid Möhnetalsperre Essen	Stündlich Monatlich Täglich Viertelstündlich Kontinuierlich 12.03.1997, 13.04.1997, 15.05.1997.	DWD, Hamburg Ruhrverband, Essen Europäischer Wetterbericht des DWD
Tiefenprofile von Wasserinhaltsstoffen	Wassertemperatur T [°C] pH - Wert [-] elektrische Leitfähigkeit LF [μ S/cm] UV - Absorption [m^{-1}] gesamter anorganischer Kohlenstoff TIC [mg/l] gelöster organischer Kohlenstoff TOC [mg/l] Sauerstoff O ₂ [mg/l] Sauerstoffsättigung [%] BSB ₅ [mg/l] CSB [mg/l] gesamter Phosphor TP [μ g/l] Ammonium-Stickstoff NH ₄ [mg/l] Nitrat-Stickstoff NO ₃ [mg/l] anorganischer Stickstoff [mg/l] organischer Stickstoff [mg/l] gesamter Stickstoff [mg/l] Chlorophyll-a Chl-a [μ g/l] Fluoreszenz [mV] Silizium Si [mg/l] Gelöstes Eisen [mg/l] Gelöstes Mangan [mg/l] Aggressives Kohlendioxid [mg/l]	Vor der Staumauer Körbecker Brücke Hevearm Möhnevorbecken Hevevorbecken Vor der Staumauer	Monatlich August, September vereinzelt	Ruhrverband, Essen
Sichttiefe	Sichttiefe z_s [m]	Vor der Staumauer Körbecker Brücke Hevearm Möhnevorbecken Hevevorbecken	Monatlich	Ruhrverband, Essen
Biomasse	Biovolumen des Phytoplanktons nach Algengruppen Zellzahl des Phytoplanktons nach Algengruppen Biovolumen des Zooplanktons nach Zooplanktongruppen	Vor der Staumauer	Monatlich	Ruhrverband Essen

Tab. 4: Gemessene Zeitreihen für die Modellierungsjahre 1995 und 1997

Die Lage der Wassergütemeßstellen zeigt Abb. 2.

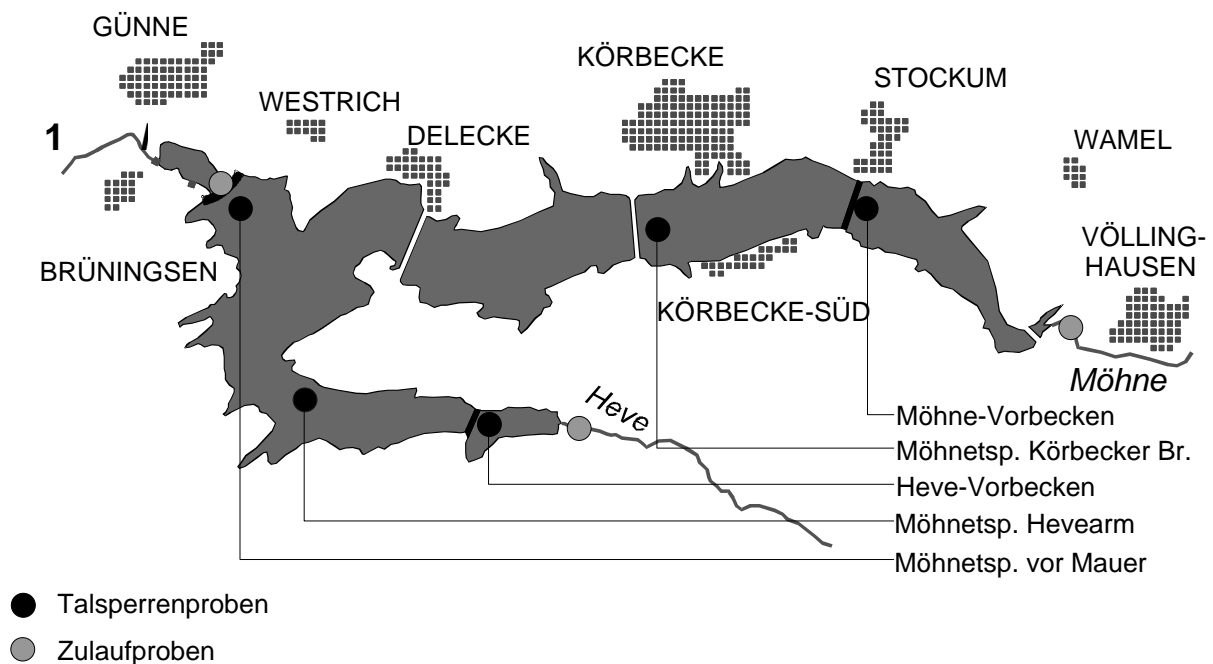


Abb. 2: Lage der Wassergütemeßstellen in der Möhnetalsperre.

Die Speicherinhaltslinie sowie topographische Karten im Maßstab 1:25.000 der Untersuchungsgebiete vor und nach dem Bau der Talsperren liegen ebenfalls vor. Diese Daten wurden dankenswerterweise vom Ruhrverband Essen zur Verfügung gestellt.

Die beiden Modellierungsjahre unterscheiden sich in der Datenlage hinsichtlich der Differenzierung zwischen den Nährstoffkomponenten. Während z.B. für das Jahr 1997 nur Messungen des Gesamtphosphors vorliegen, ist für das Jahr 1995 noch zwischen organischem gelösten Phosphor und Orthophosphat-Phosphor unterschieden. Das Jahr 1995 ist daher besser für die Kalibrierung geeignet; das Jahr 1997 dient der Validierung.

Zur Kopplung mit den Fernerkundungsdaten werden drei Landsat TM Bilder vom 12.03.1997, 13.04.1997 und 15.05.1997 verwendet. Diese Zeitpunkte waren weitgehend wolkenfrei und bilden eine gute Basis für die Modellierung, da sie die Phase der vollständigen Vermischung (12.03., 13.04.) mit einem Algenmaximum im März bis zum Beginn der Stratifikationsperiode mit einem zweiten Maximum der Chlorophyllkonzentration (15.05.), beinhalten. In dem Satellitenbild vom 13.04.1997 sind im Bereich der Staumauer Wolken vorhanden.

3.3 Abflußverhältnisse und Witterungsverlauf in den Modellierungszeiträumen

Der Zufluß zur Möhnetalsperre wird durch die Möhne dominiert. In Abb. 3 sind die Anteile der einzelnen Zuflüsse und des Niederschlags auf den Stausee am Gesamtzufluß dargestellt. Sie unterscheiden sich für die Modellierungsjahre unmerklich.

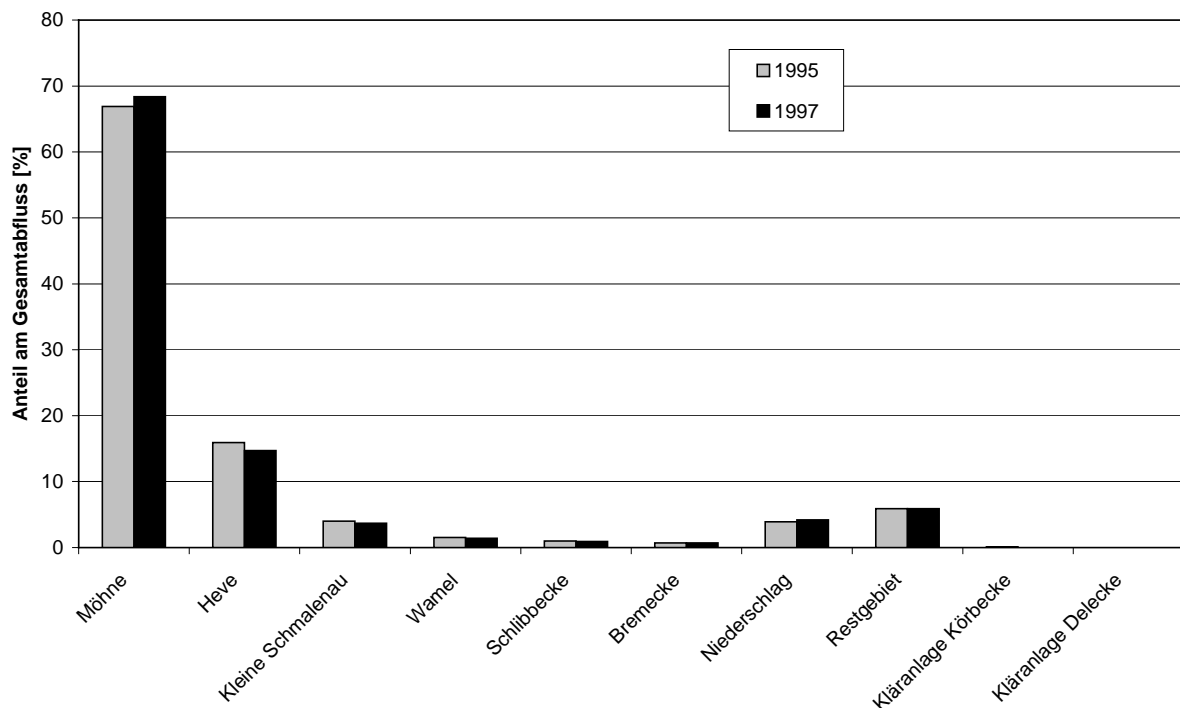


Abb. 3: Zuflüsse zur Möhnetalsperre

Die Kleine Schmalenau, die Wamel, die Schlibbecke und die Bremecke sind Nebenflüsse der Möhne bzw. der Heve. Die Wamel und die Bremecke münden in das Möhnevorbecken, die Kleine Schmalenau in das Hevevorbecken und die Schlibbecke in den Hevearm. Die Kläranlagen Körbecke und Delecke bilden Zuflüsse zum Hauptarm.

Das für die Kalibrierung verwendete Jahr 1995 ist als insgesamt etwas zu nasses Jahr einzustufen. Ursache ist das sehr niederschlagsreiche Winterhalbjahr; im Januar war mit einem Scheitelwert von 874 m³/s am Pegel Hattingen das zweitgrößte Hochwasserereignis seit 1968 zu verzeichnen (RUHRVERBAND, 1995c). Das Jahr 1997 war nach dem außergewöhnlichen Trockenjahr 1996 ein in wasserwirtschaftlicher Hinsicht durchschnittliches Jahr. Es waren weder größere Hochwasserereignisse noch ausgeprägte Niedrigwasserperioden zu verzeichnen (RUHRVERBAND, 1997b). Der Abfluß der Ruhr lag am Pegel Hattingen um ca. 15 % unter dem Durch-

schnitt der Jahresreihe von 1968 bis 1997. Abb. 4 und Abb. 5 zeigen die Zuflußganglinien der Flüsse Möhne und Heve und die Abgabe in den Kalenderjahren 1995 und 1997.

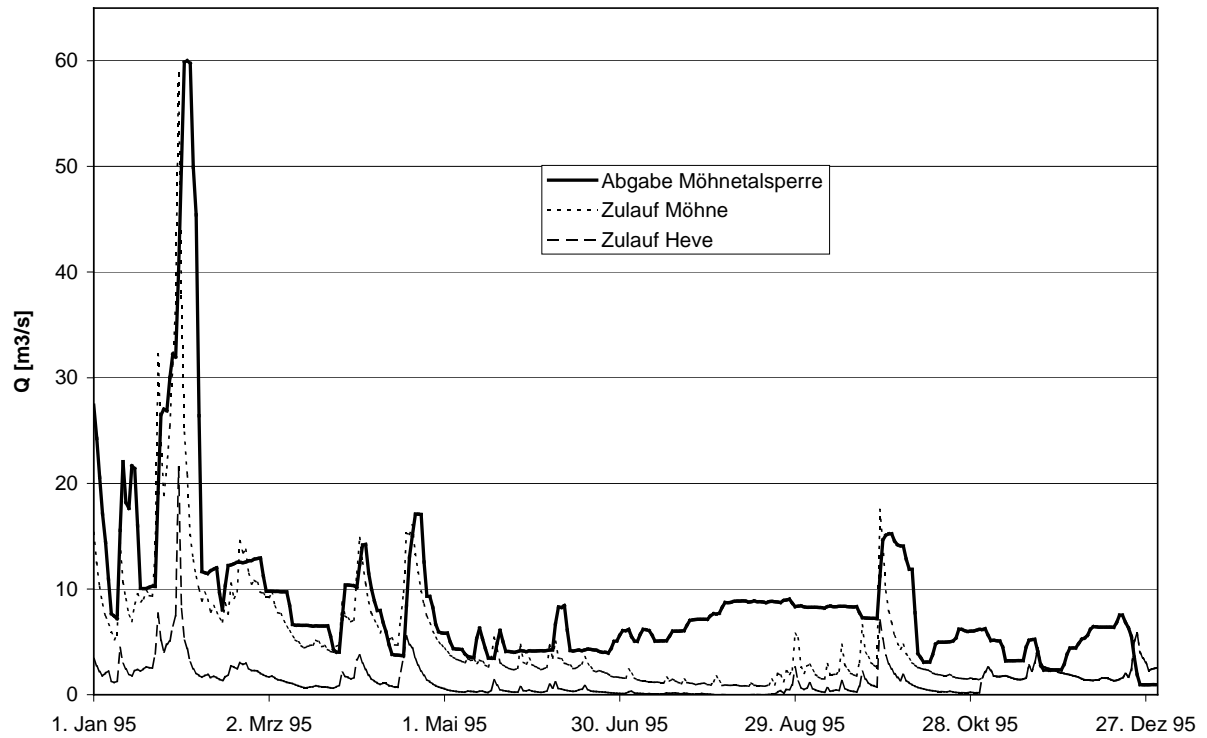


Abb. 4: Zuläufe und Abgabe der Möhnetalsperre im Jahr 1995

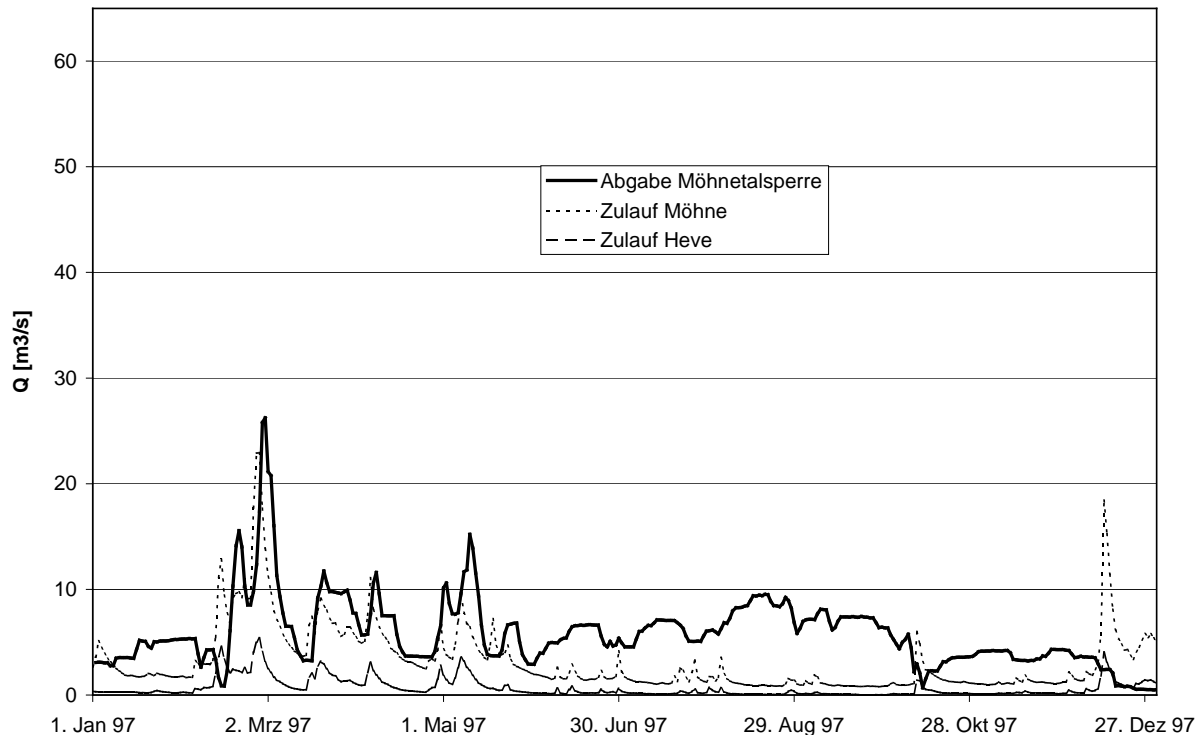


Abb. 5: Zuläufe und Abgabe der Möhnetalsperre im Jahr 1997

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf die wasserwirtschaftlichen Jahre 1995 und 1997, die den Modellierungszeitraum (Februar bis Anfang November) größtenteils beinhalten.

Das Winterhalbjahr 1995 war bei stark überdurchschnittlichem Niederschlagsaufkommen zu warm. Der Februar war einer der wärmsten Februare der letzten 50 Jahre. Die Sonnenscheindauer entsprach dem langjährigen Mittel. Im Sommerhalbjahr übertrafen sowohl die Temperatur als auch die Sonnenscheindauer die langjährigen Mittelwerte. Insbesondere der August mit Temperaturen, die um $\Delta T = 2,3 \text{ K}$ bis $\Delta T = 3,4 \text{ K}$ über dem langjährigen Mittel lagen, war erheblich zu warm. Insgesamt lag die Sonnenscheindauer für das Sommerhalbjahr um bis zu 10 % über dem langjährigen Mittel. Der Niederschlag wies dagegen ein deutliches Defizit auf. Der Jahresniederschlag lag bei $N = 1249 \text{ mm}$ und damit um 21 % über dem langjährigen Mittel. Mit $N = 813 \text{ mm}$ wurde im Winterhalbjahr die zweithöchste Niederschlagsmenge seit 1894 erreicht (RUHRVERBAND, 1995c).

Das Winterhalbjahr des Jahres 1997 lag bei leicht unterdurchschnittlichen Niederschlägen hinsichtlich der Temperatur und der Sonnenscheindauer im Mittel der Jahresreihe von 1961 bis 1990. Im Sommer waren sowohl die Temperaturen als auch die Sonnenscheinstunden überdurchschnittlich; der Niederschlag wies dagegen ein

Defizit auf. Insbesondere der Monat August war durch eine langanhaltende sehr warme Periode mit Temperaturen über $T = 30\text{ °C}$ gekennzeichnet. Insgesamt überschritten die Sonnenscheindauern an den Wetterstationen im Ruhreinzugsgebiet die langjährigen Mittelwerte um 6 bis 19 %. Der Jahresniederschlag lag bei $N = 917\text{ mm}$ und damit um 13 % niedriger als das langjährige Mittel. Die Monate Juli, August und September waren sehr niederschlagsarm mit nur 55 % der sonst üblichen Niederschlagsmenge (RUHRVERBAND, 1997b).

3.4 Wassergüte der betrachteten Talsperre

Die betrachtete Talsperre ist hinsichtlich der optisch meßbaren relevanten Wasserinhaltsstoffe den Gewässern des Typs 1 zuzuordnen. Bei Gewässern dieses Typs ist die den Wasserkörper verlassende Strahldichte nur von den Chlorophyllpigmenten und von daraus abgeleiteten Größen abhängig (siehe Kapitel 2.1). Anorganische Schwebstoffe spielen nur bei Hochwasser eine Rolle und werden nicht betrachtet.

Die Möhnetalsperre weist von April bis Oktober eine ausgeprägte Sommerstagnation auf. Die Schichtung ist beispielhaft für die Stratifikationsperiode des Jahres 1997 in Abb. 6 dargestellt.

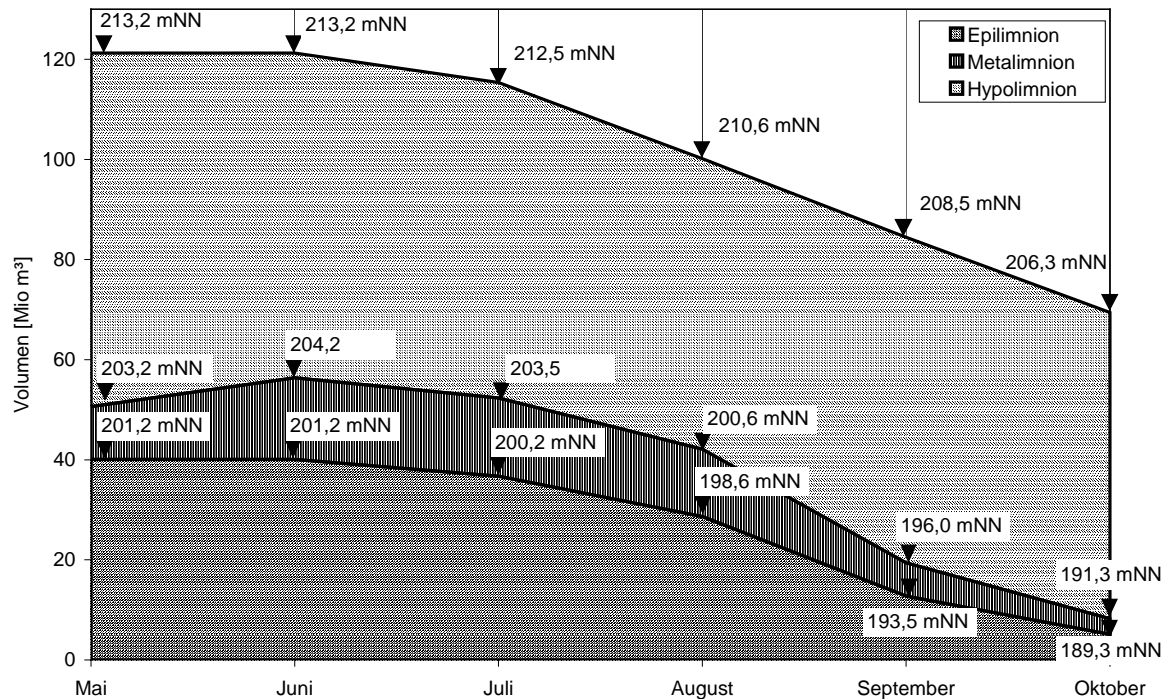


Abb. 6: Volumenanteile des Epilimnions, des Metalimnions und des Hypolimnions der Mühnetalsperre im Jahr 1997

Das Metalimnion befindet sich zu Beginn des Sommers im Tiefenbereich zwischen 7 m und 10 m. Es sinkt im Verlauf der Sommermonate bis auf eine Tiefe zwischen ca. 15 m und 20 m ab; das hypolimnetische Wasservolumen verkleinert sich durch den Entzug von Tiefenwasser. Das Hypolimnion war im Jahr 1997 ab August weitgehend sauerstofffrei, wie Abb. 7 verdeutlicht.

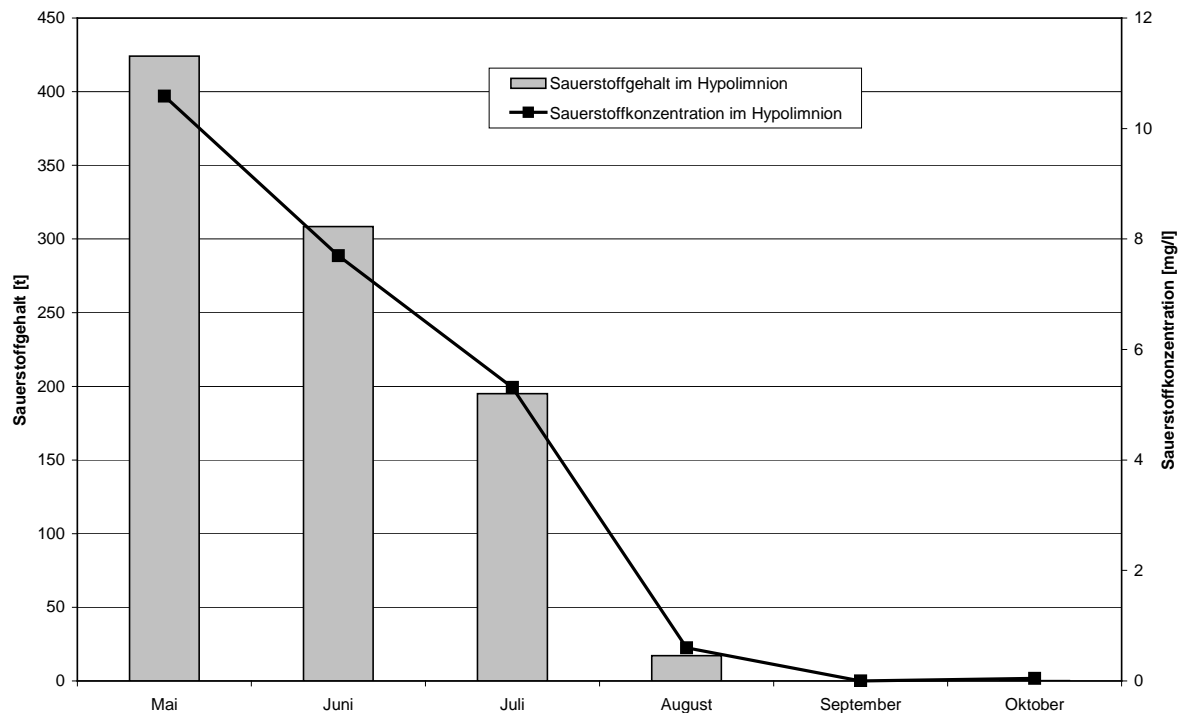


Abb. 7: Sauerstoffgehalt im Hypolimnion der Möhnetalsperre im Jahr 1997

Der Sauerstoffmangel bewirkt neben einer Beeinträchtigung der Fischfauna auch Remobilisierungserscheinungen aus dem anaeroben Sediment, wie zu dieser Zeit auftretende Spitzenwerte für Eisen und Mangan zeigen. Sauerstoffzehrend wirken zum einen die in die Möhnetalsperre eingetragenen organischen Substanzen und die neu gebildete Biomasse, zum anderen aber auch das Sediment. Die relative Sauerstoffverbrauchsrate im Hypolimnion der Möhnetalsperre beträgt ca. $0,7 \text{ gO}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (siehe auch Kapitel 4.3.8) (LAWA, 1990). Die relative Sauerstoffverbrauchsrate im Hypolimnion der Möhnetalsperre beträgt nach (LAWA, 1990) durchschnittlich etwa $0,7 \text{ g O}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{d}) \text{ O}_2$. Verglichen mit anderen Talsperren der Region (z.B. Biggetalsperre mit $0,8 \text{ g O}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, Sorpetalsperre mit $0,9 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, Hennetalsperre mit $1,0 \text{ g O}_2/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) ist dies nicht übermäßig hoch. Aufgrund der ungünstigen Beckenform der Möhnetalsperre (flaches Tal) wirkt sich hier die Sauerstoffzehrung jedoch viel stärker aus, da einem großen trophogenen Volumen von ca. 100 Mio. m^3 nur ein etwa fünfmal kleineres tropholytisches Volumen gegenübersteht.

Die Wassergüte der Ruhrtalsperren hat sich in den letzten Jahren aufgrund von Maßnahmen im Einzugsgebiet zur Verminderung anthropogener Nährstoffeinträge deutlich verbessert. Diese Maßnahmen beinhalten die Einhaltung der Phosphathöchst-mengenverordnung und die Erweiterung der Kläranlagen um eine Phosphoreliminierung (RUHRVERBAND, 1997a). In der Möhnetalsperre ist ein besonders deutlicher

Rückgang der Phosphatkonzentration zu verzeichnen. Die Jahresoberflächenbelastung hat sich von 2,8 g/(m²*a) im Jahr 1988 auf 1,3 g/(m²*a) im Jahr 1997 verringert. Problematisch ist die relativ hohe Belastung an anorganischem Stickstoff, die aus Nährstoffeinträgen infolge diffuser Quellen (landwirtschaftliche Flächen) resultiert. (RUHRVERBAND, 1997a). Die Abbildungen 8 und 9 zeigen die Zuflußkonzentrationen und Abflußkonzentrationen der Heve und der Möhne für die Nährstoffe Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor beispielhaft für das Jahr 1997.

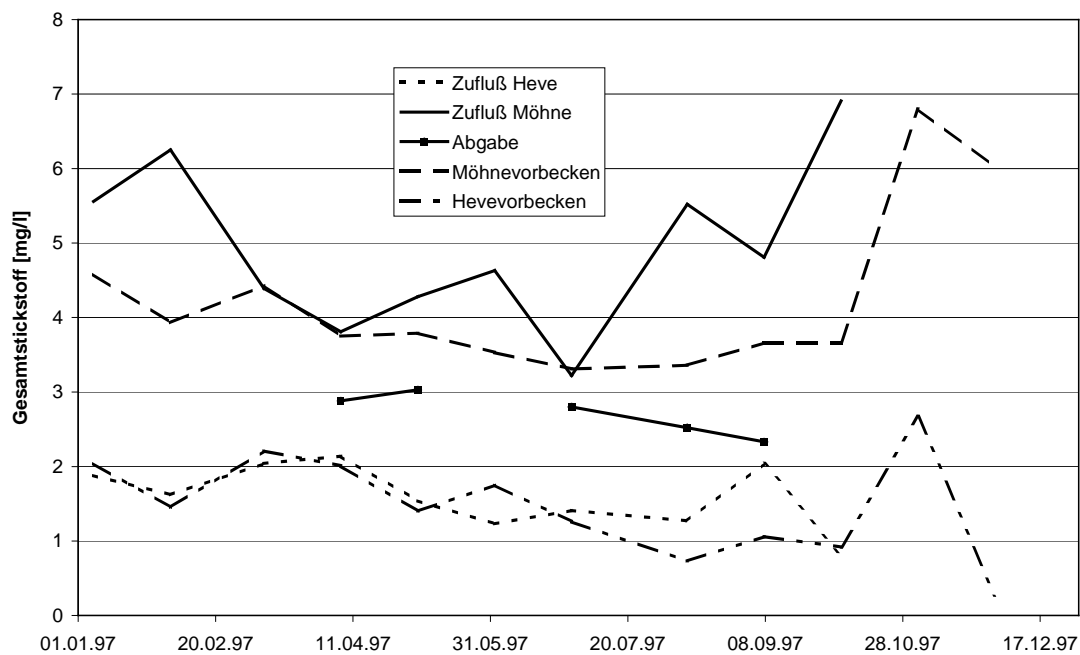


Abb. 8: Gesamtstickstoffkonzentration im Zulauf und im Ablauf sowie in den Vorbecken der Möhnetalsperre für das Jahr 1997

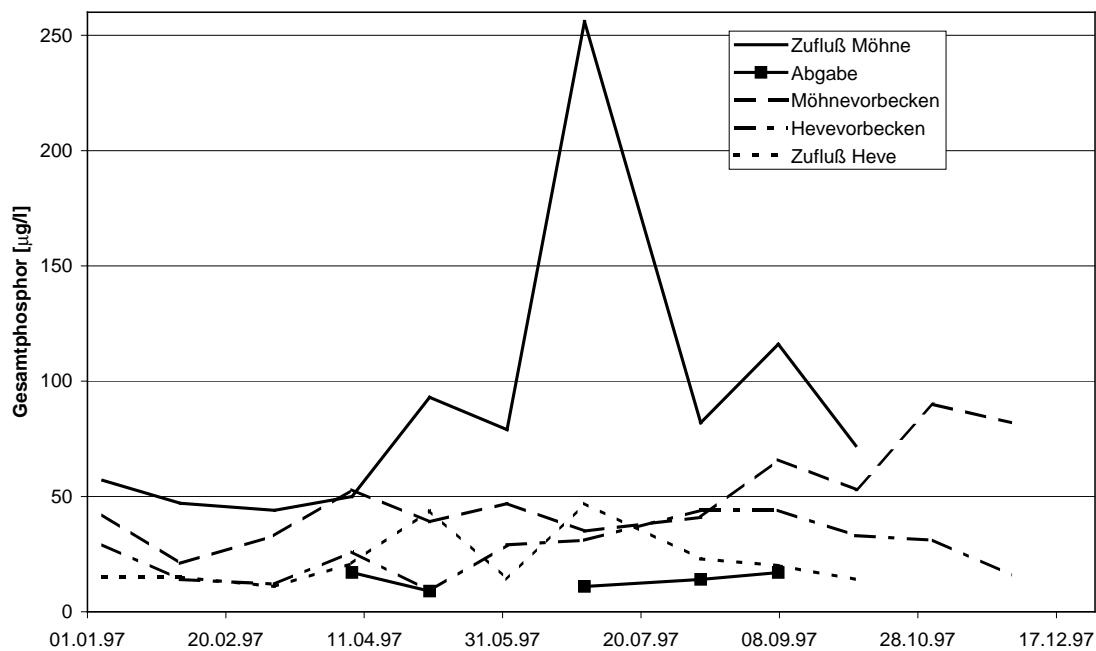


Abb. 9: Gesamtposphorkonzentration im Zulauf und im Ablauf sowie in den Vorbecken der Möhnetalsperre für das Jahr 1997

Deutlich zu erkennen ist die Rückhaltewirkung des Möhnevorbeckens für den Gesamtposphor. Die Sedimente des Möhnevorbeckens sind entsprechend phosphorreich. Jährlich werden ca. 40 bis 50 % der durch die Möhne zugeführten Gesamtposphorfrachten zurückgehalten. Die in die Möhnetalsperre eingetragenen Nährstoffe stammen, entsprechend dem Zufluß (siehe Kapitel 3.3), hauptsächlich aus der Möhne; weitere wichtige Quellen, insbesondere für den Gesamtposphor, sind der Niederschlag und das Restgebiet. Die Anteile der einzelnen Zuläufe an den Nährstoffeinträgen zeigen Abb. 10 und Abb. 11.

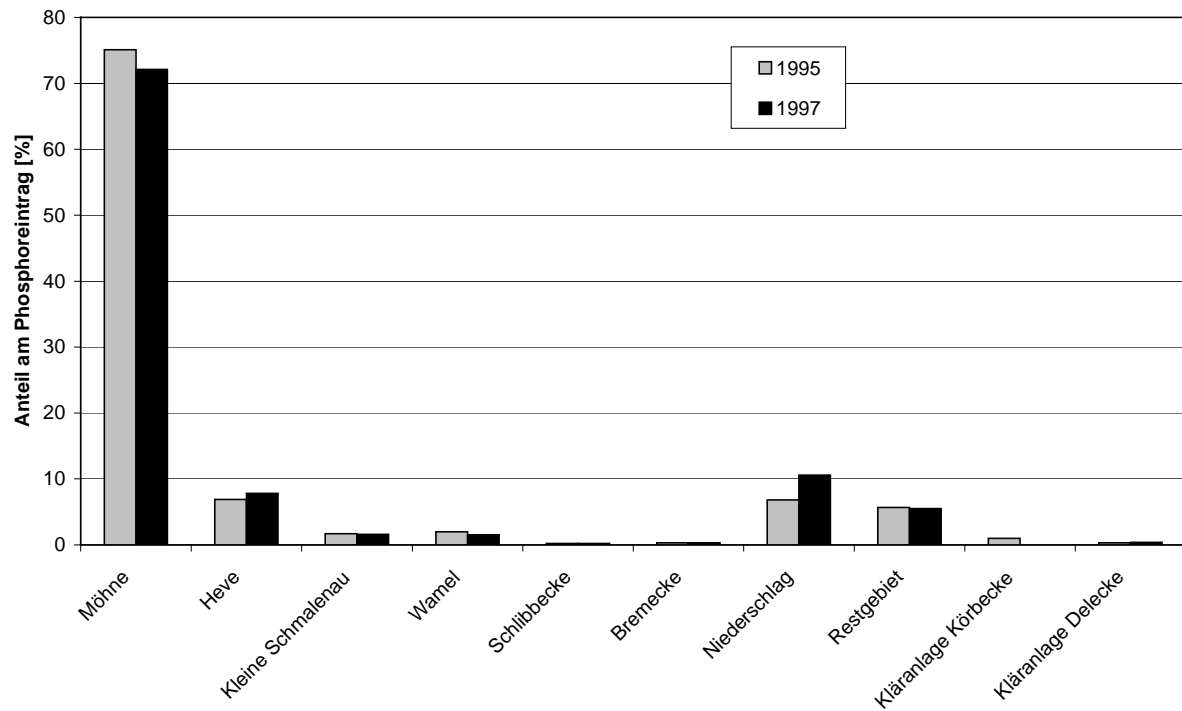


Abb. 10: Anteile der Zuflüsse am Gesamtphosphoreintrag

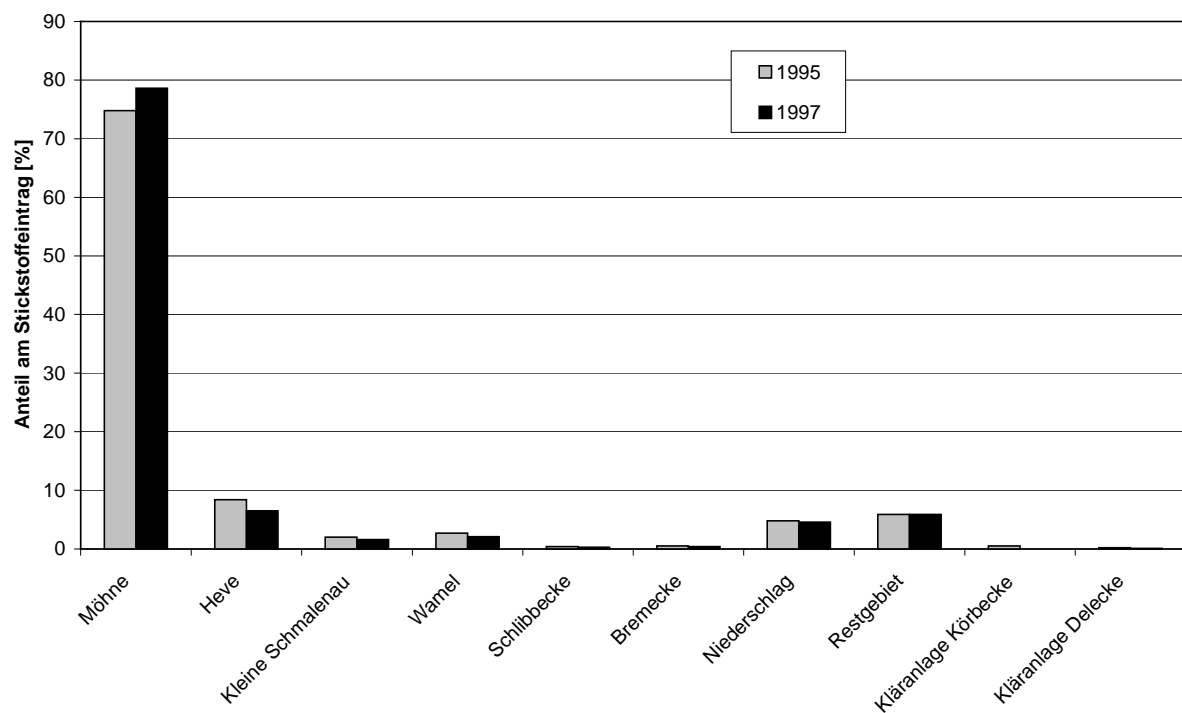


Abb. 11: Anteile der Zuflüsse am Gesamtstickstoffeintrag

Der Trophiezustand der Möhnetalsperre hat sich aufgrund der beschriebenen Maßnahmen von eutroph zu mesotroph verschoben. Aus der Chlorophyll-a-Konzentration kann nach (CARLSON, 1977 in: DURAND et al., 1999) der Trophiezustand abgeschätzt werden.

$$TSI_{Chl} = 10 \cdot \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \cdot \ln Chl - a}{\ln 2} \right) \quad (3)$$

mit:

TSI_{Chl} Trophieindex, abgeleitet aus der Chlorophyll-a-Konzentration [-]

Chl-a Chlorophyll-a-Konzentration [$\mu\text{g/l}$]

In den Abb. 12 und 13 ist der Verlauf des Trophieindex für die Jahre 1995 und 1997 dargestellt.

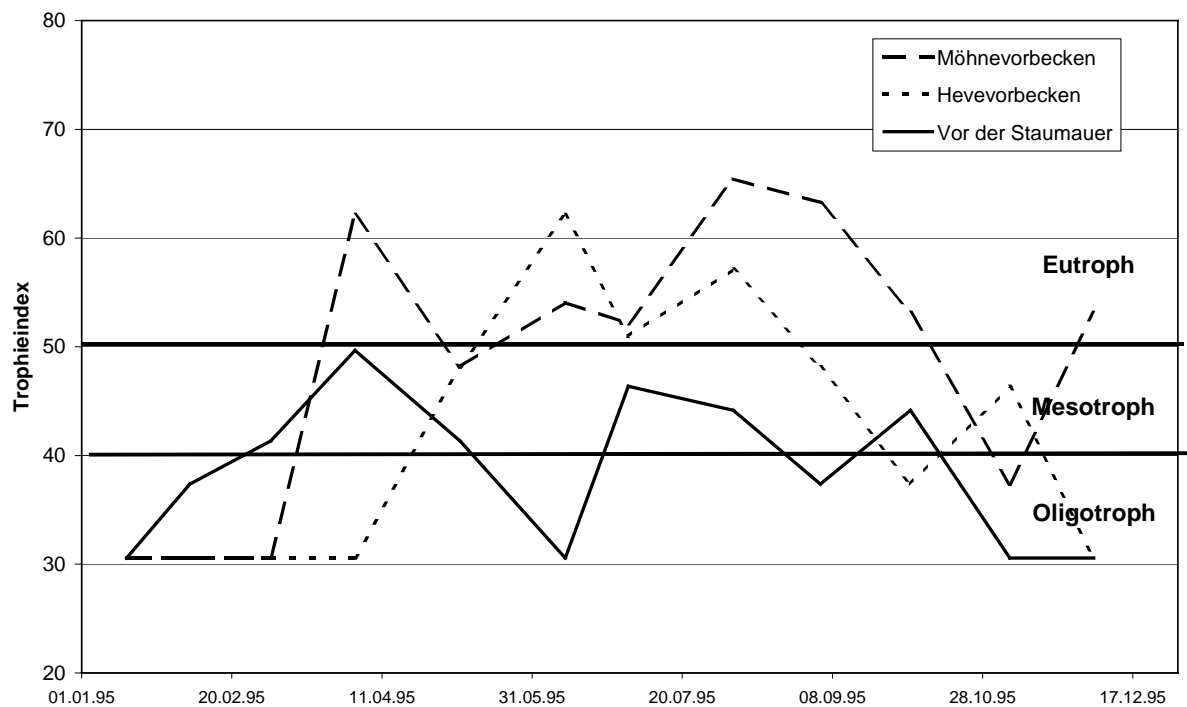


Abb. 12: Trophieindex der Möhnetalsperre mit ihren Vorbecken für das Jahr 1995

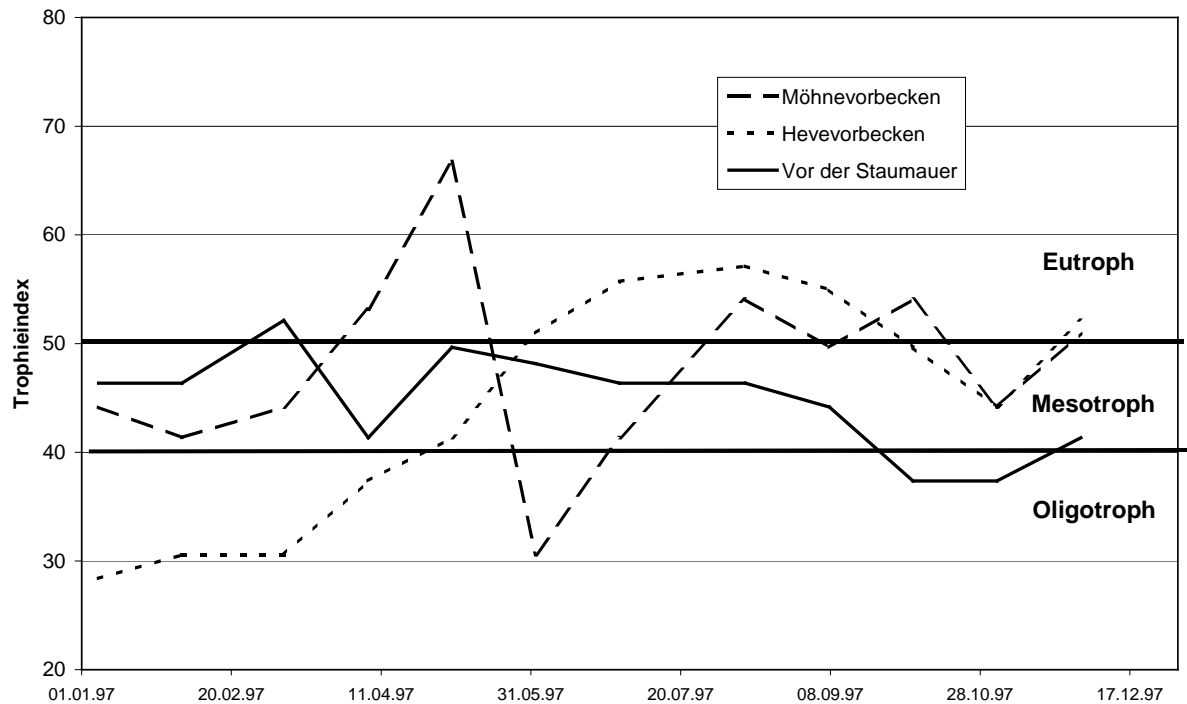


Abb. 13: Trophieindex der Möhnetalsperre mit ihren Vorbecken für das Jahr 1997

Es zeigt sich, daß die Talsperre überwiegend einen mesotrophen Zustand aufweist. In den Vorbecken, insbesondere im Möhnevorbecken, ist die Wassergüte etwas schlechter.

Die Phytoplanktonentwicklung ist in den verschiedenen Abschnitten der Möhnetalsperre unterschiedlich. Die höchsten Chlorophyllkonzentrationen kommen im Möhnevorbecken und auch im oberen Bereich an der Körbecker Brücke vor; die geringsten Konzentrationen treten im unteren Bereich und im Hevearm auf. Auch das Artenspektrum des Phytoplanktons variiert räumlich und zeitlich (LAWA, 1990).

Im Jahr 1995 waren Kieselalgen die dominierende Algengruppe. Sie erreichten im April einen Maximalwert. Der Verlauf der Algenentwicklung wird gut durch den Verlauf der Chlorophyll-a-Konzentration widergegeben. Die Algengruppen wurden im Jahr 1997 von Grünalgen dominiert. Im Juli war ein Maximum an Kieselalgen zu verzeichnen, deren Biovolumen zu diesem Zeitpunkt näherungsweise dem Biovolumen der Grünalgen entsprach. Die gelöste Kieselsäure als Baustoff für die Kieselshalen wurde dadurch fast völlig aus der trophogenen Zone eliminiert. Der minimale Wert wurde im August erreicht; die Kieselalgenpopulation verschwand dementsprechend. Der Verlauf der Algenentwicklung folgt nicht dem Verlauf der Chlorophyll-a-Konzentration.

Die Biovolumina der Algengruppen im Vergleich zur Chlorophyll-a-Konzentration sind in den Abb. 14 und 15 dargestellt.

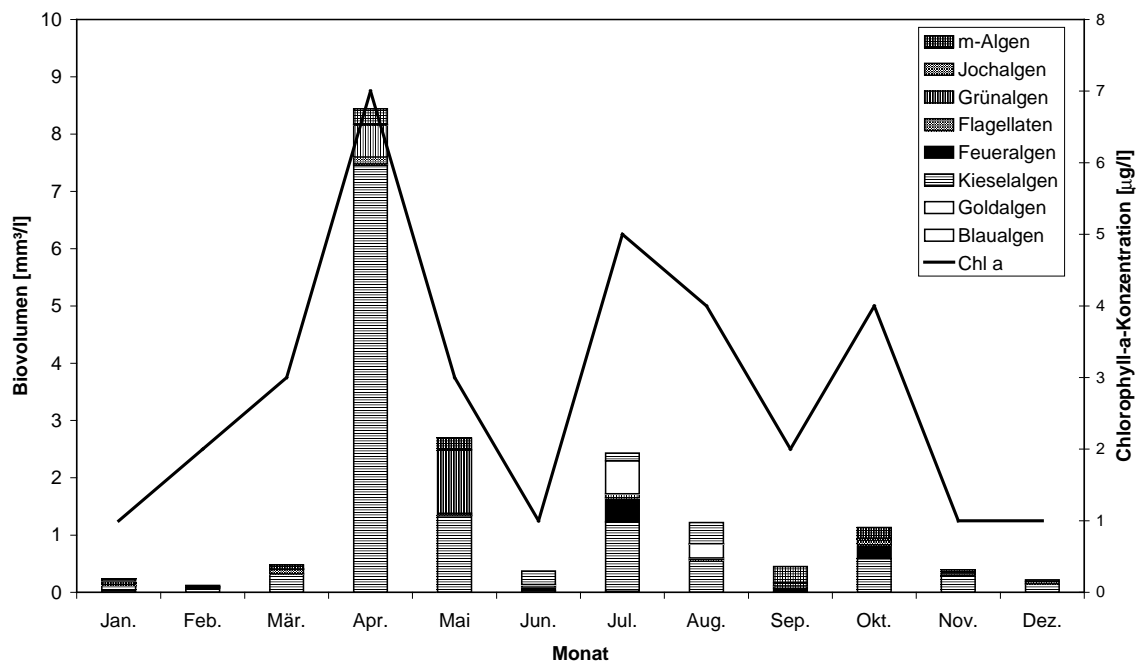


Abb. 14: Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentration im Jahr 1995 an der Meßstelle Möhnetalsperre / vor der Mauer

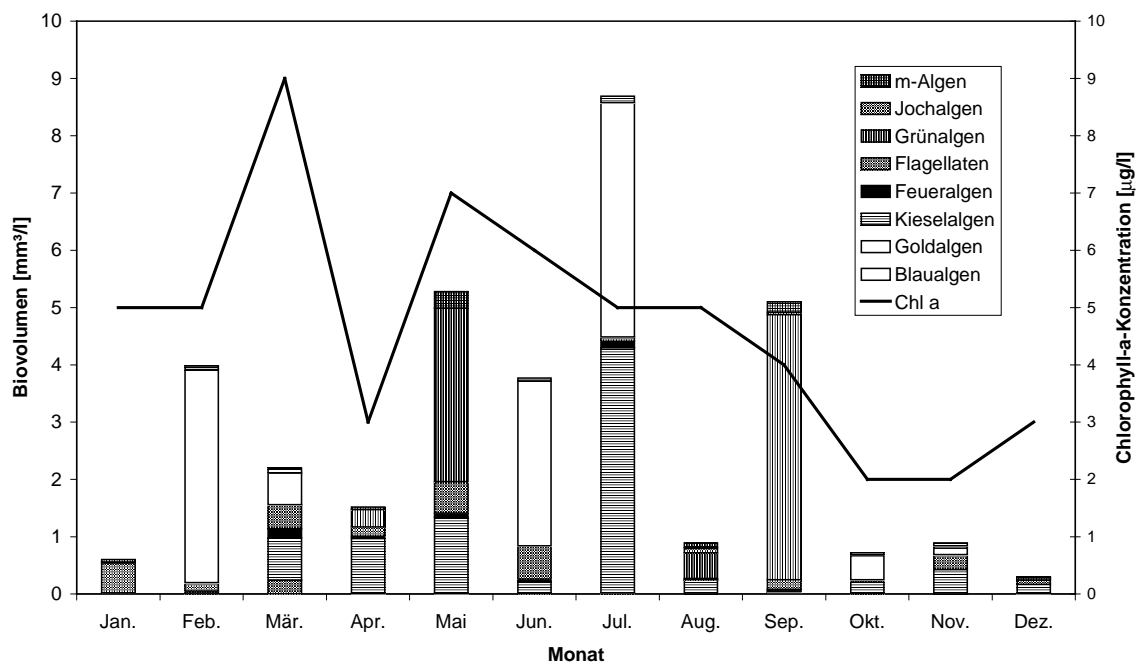


Abb. 15: Biovolumen und Chlorophyll-a-Konzentration im Jahr 1997 an der Meßstelle Möhnetalsperre / vor der Mauer

Der Phytoplanktongehalt war im Jahr 1997 höher als im Jahr 1995. Dies ist u.a. auch auf die höhere Zooplanktonkonzentration im Jahr 1995 zurückzuführen, wie Abb. 16 und 17 verdeutlichen. Insbesondere im August 1995 wird der Fraßdruck des Zooplanktons auf das Phytoplankton deutlich. Insgesamt ist das Biovolumen des Zooplanktons viel kleiner als das Biovolumens des Phytoplanktons. Dies ist darauf zurückzuführen, daß von der in einem Glied der Konsumentenketten aufgebauten Biomasse und inkorporierten Energie jeweils nur ein Bruchteil in das nächste Glied übergeht. Größenordnungsmäßig verringert sich der Energiehaushalt dabei auf ca. 10 % (ODUM, 1959 in: SCHWOERBEL, 1993).

Abb. 18 zeigt das Verhältnis von Zooplanktonbiomasse und Algenbiomasse. Auffällig sind die hohen Zooplanktonkonzentrationen im Juni 1995 und im September 1995. Im Jahr 1997 zeigt sich ein oszillierendes Verhalten des Biomasseverhältnisses.

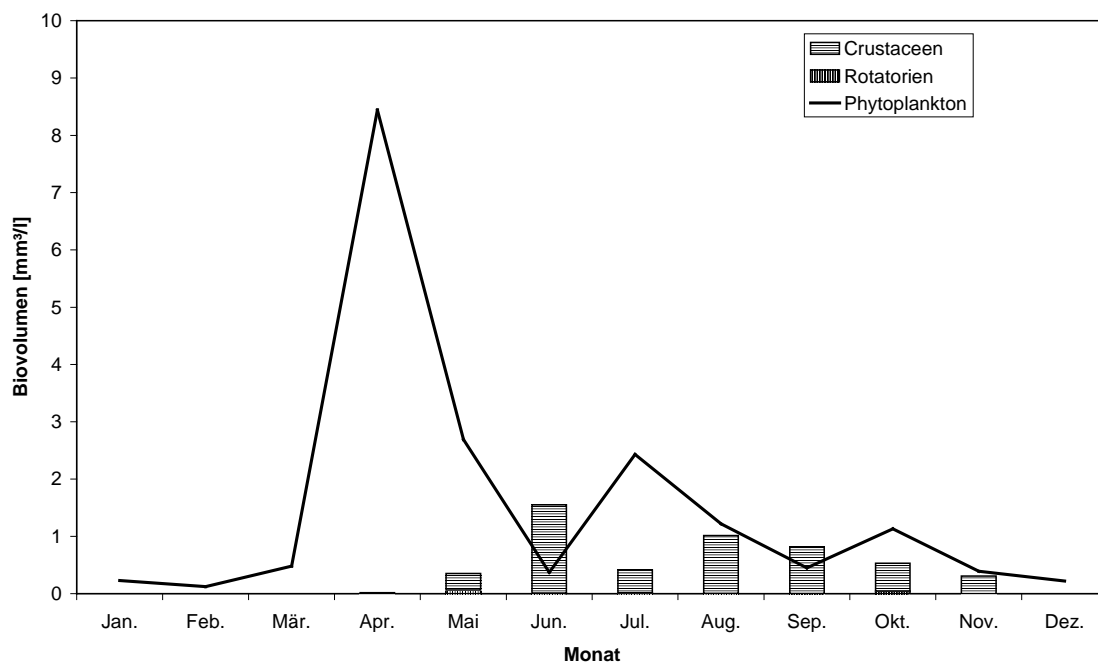


Abb. 16: Biovolumen des Phytoplanktons und des Zooplanktons für das Jahr 1995 an der Meßstelle Möhnetalsperre / vor der Mauer

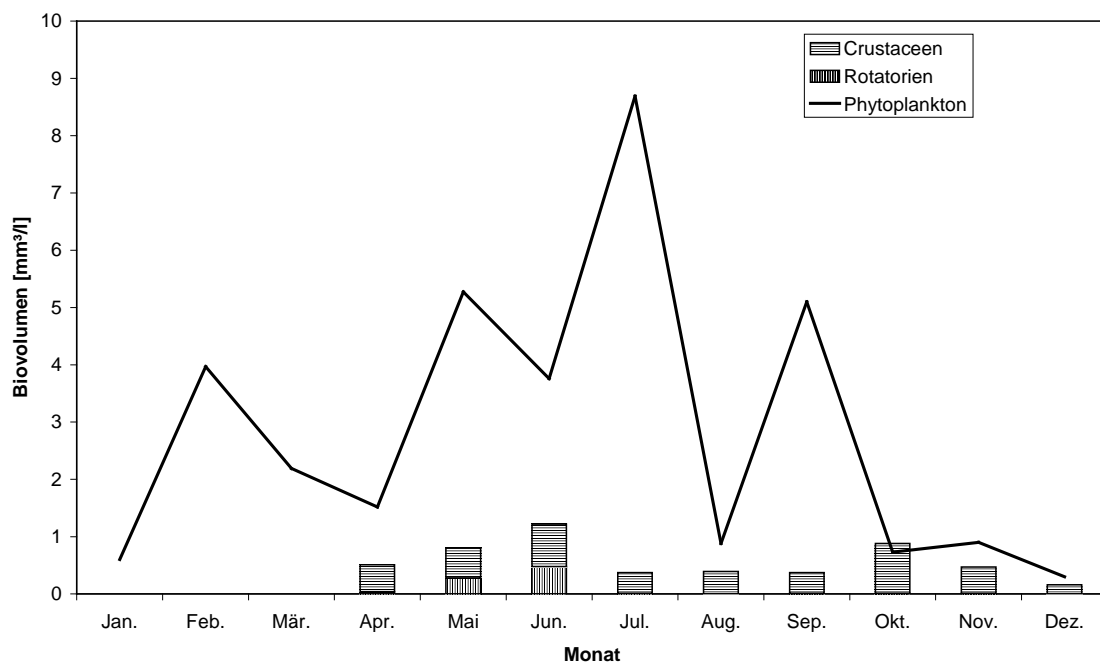


Abb. 17: Biovolumen des Phytoplanktons und des Zooplanktons für das Jahr 1997 an der Meßstelle Möhnetalsperre / vor der Mauer

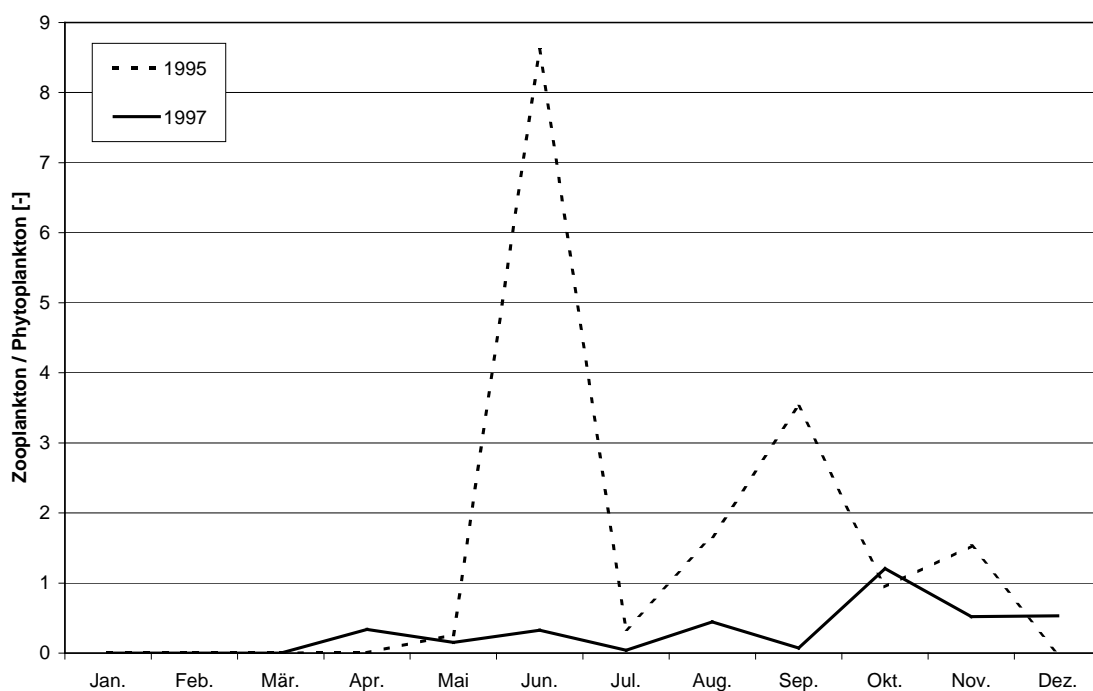


Abb. 18: Verhältnis des Zooplanktonbiovolumens zum Phytoplanktonbiovolumen

Im Wasser der Möhnetalsperre sind in den flachen Buchten, insbesondere am Südufer, verschiedene Laichkräuter zu finden.

Der pH-Wert liegt in der Periode der vollständigen Durchmischung bis April bei ca. 8; er erhöht sich während der Stratifikationsperiode auf bis zu 9 im Epilimnion und verringert sich auf bis zu 7,2 im Hypolimnion. Die Möhnetalsperre ist daher als relativ kalkreiches Gewässer einzuordnen. Der biogene Entzug von CO_2 wird immer wieder ausgeglichen, was sich an der geringen pH-Wert-Verschiebung zeigt.

4 Modellaufbau

4.1 Modellkonzept

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Integration der drei Datenquellen Bodenmessungen, Fernerkundungsdaten und mathematisches Wassergütemodell. Im Gegensatz zu den derzeit gebräuchlichen Methoden zur Anwendung von Fernerkundungsdaten bei der Ermittlung von Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe (siehe Kapitel 2.3) können damit sowohl Aussagen über die räumliche Verteilung der Wasserinhaltsstoffe als auch über die zeitliche Entwicklung der Wassergüte in kürzeren als Monatsintervallen getroffen werden.

Da der betrachtete Stausee eine im Verhältnis zur Länge geringe Breite aufweist, wird davon ausgegangen, daß die räumliche Verteilung der Wasserinhaltsstoffe mit einem zweidimensionalen (vertikal und longitudinal) Modell hinreichende genau nachgebildet werden. Als Grundlage der mathematischen Modellierung der Wasserinhaltsstoffe in vertikaler und longitudinaler Richtung wird das zweidimensionale Finite - Differenzen - Modell CE-QUAL2 verwendet und entsprechend den Gegebenheiten in der Möhnetalsperre erweitert. Das Schema des zweidimensionalen Modells zeigt Abb. 19.

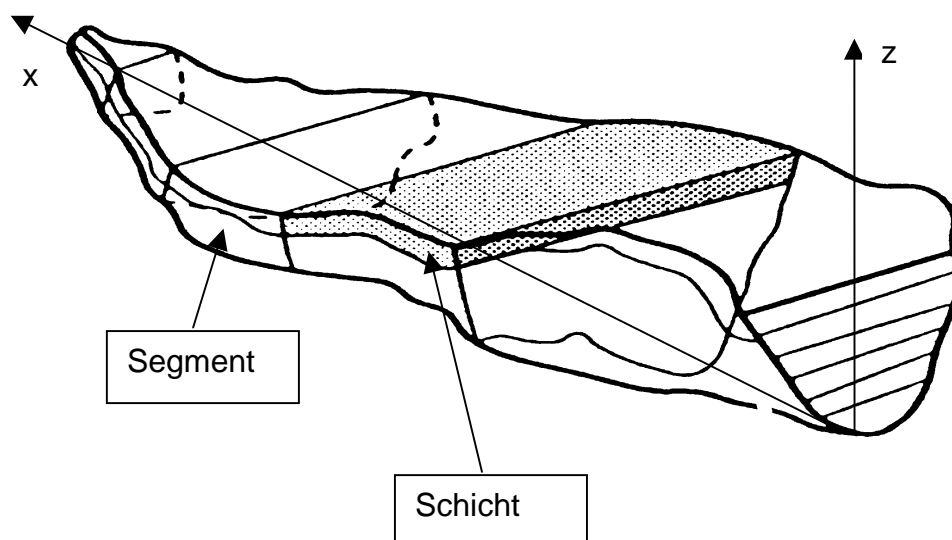


Abb. 19: Schema des zweidimensionalen Modells

Ziel der Modellierung ist es, die Phytoplanktonentwicklung während einer Wachstumsperiode zu simulieren. Dazu ist es erforderlich, alle Parameter, die die Wachstums-

und Verlustprozesse steuern, möglichst wirklichkeitsgetreu widerzugeben. Die hierfür notwendigen Erweiterungen des Modells CE-QUAL2 ergeben sich aus der Analyse der Eingabedaten und der daraus abgeleiteten physikochemischen und biologischen Charakteristik der Möhnetalsperre. Sie sind in den nachstehenden Kapiteln näher erläutert. Im folgenden wird eine kurze Übersicht über die Modellerweiterungen gegeben:

- Möglichkeit der direkten Eingabe von gemessenen kurzwelligen Strahlungswerten,
- Modellierung einer 2. Algengruppe und von Siliziumdioxid-Silizium als möglichem limitierenden Nährstoff für diese Algengruppe,
- Einfügen eines Zooplanktonmoduls, welches Ingestion, Egestion und Respiration des Zooplanktons sowie Fraßpräferenzen für die verschiedenen Algengruppen und den Detritus berücksichtigt,
- Einfügen von Mangan als Spurenelement zur Simulation der Adsorption des Orthophosphat-Phosphors und der anaeroben Freisetzung aus dem Sediment,
- Einfügen einer Sauerstofflimitierungsfunktion für die Nitrifikation,
- Möglichkeit der Wahl zwischen verschiedenen Formeln für den Sauerstoffaustauschkoeffizienten an der Grenzfläche Wasser - Atmosphäre und
- Ermittlung statistischer Parameter für die Sensitivitätsanalyse.

Nicht berücksichtigt werden anorganische (mineralische) Schwebstoffe und Größen, die den pH-Wert steuern (Alkalität, Karbonate). Anorganische Schwebstoffe spielen nur bei Hochwasser eine Rolle und sind in den Modellierungszeiträumen vernachlässigbar (siehe Kapitel 3.3). Der pH-Wert unterliegt keinen großen Schwankungen, Kohlendioxid ist daher als limitierender Faktor des Phytoplanktons vernachlässigbar (siehe Kapitel 3.4).

Biologische Einflußgrößen, die in der Möhnetalsperre zwar eine Rolle spielen, in der Modellierung aber vernachlässigt werden, sind Makrophyten und Fische. Der Grund hierfür ist die mangelnde Datenbasis, die eine detaillierte Modellierung nicht erlaubt. Der Fraßdruck der Fische auf das Zooplankton kann indirekt durch eine erhöhte Mortalitätsrate erfaßt werden (siehe Kapitel 4.3.4.2). Makrophyten sind nur in einigen flachen Uferbereichen der Möhnetalsperre anzutreffen. Eine laterale Differenzierung ist mit dem verwendeten Modell jedoch nicht beabsichtigt. Die sich aus dem Abbau

von Pflanzenresten im Gewässer bildenden Huminstoffe spielen in der Möhnetalsperre eine untergeordnete Rolle.

Die Kalibrierung des mathematischen Wassergütemodells erfolgt zunächst an den monatlich gemessenen Tiefenprofilen (siehe Kapitel 3.2). Dazu ist eine große Anzahl an Kalibrierungsparametern, wie Wachstums- und Mortalitätsraten (siehe nachfolgende Kapitel) vorzugeben.

Die Kalibrierungsparameter können, ausgehend von einem minimalen und einem maximalen Wert, mit Hilfe von Optimierungsverfahren oder der Monte-Carlo-Methode quantifiziert werden (z.B. PETZOLDT, 1996; VOS et al., 1998; SCHILD, 1999). Dazu ist jedoch eine Vielzahl von Rechenläufen erforderlich. Die Rechenzeit des verwendeten Modells ist mit ca. 1,5 h für einen Rechenlauf von ca. 280 Tagen relativ hoch. Dies liegt vor allem an der Zweidimensionalität des Modells und der damit einhergehenden höheren Anzahl an Elementen und Differentialgleichungen. In der vorliegenden Arbeit wird daher keine der genannten Methoden zur Quantifizierung der Kalibrierungsparameter verwendet. Durch statistische Auswertung der Abweichung der berechneten von den gemessenen Werten und Plausibilitätsüberlegungen zu den Parameterkombinationen wird ein Parametersatz gefunden, der eine wirklichkeitsnahe Nachbildung der Wassergüteverhältnisse zulässt. Als weiteres Plausibilitätskriterium dient eine Sensitivitätsanalyse mit minimalen und maximalen Werten für die Kalibrierungsparameter. Die Validierung des Parametersatzes erfolgt anhand einer weiteren Wachstumsperiode (siehe Kapitel 3.2).

In den wenigen bisherigen Untersuchungen zur Kopplung von Fernerkundungsdaten mit mathematischen Wassergütemodellen stimmten die Überfliegszeitpunkte der Satelliten mit den Zeitpunkten der Bodenmessungen zumeist überein. Dies ist bei Verwendung von Routinemessungen i.a. nicht zutreffend. Die Konzentrationen und Verteilungsmuster für die Auswertung der Satellitenbilder müssen daher mit dem Modell berechnet werden. Nach der Bildaufbereitung, Atmosphärenkorrektur und Entzerrung (siehe Kapitel 4.4) der Satellitendaten werden den Modellsegmenten Bildbereiche zugeordnet, über die die Reflektanzwerte gemittelt werden. Die sich daraus ergebenden Wertepaare aus Reflektanz und Phytoplanktonkonzentration bilden die Basis für den hier entwickelten semi-empirischen Ansatz. Die abhängigen Größen der verwendeten Regressionen sind Reflektanzverhältnisse (Pigmentindizes) des Sensors Landsat TM. Die Pigmentindizes sind physikalisch begründet und geben

die Absorptions- und Reflexionseigenschaften des Phytoplanktons wider. Aus der Analyse der Literatur zu diesem Thema hat sich ergeben, daß vor allem exponentielle Regressionen von Pigmentindizes und Chlorophyll-a- bzw. Phytoplanktonkonzentrationen zu zufriedenstellenden Ergebnissen führen (siehe Kapitel 2.3.1).

Mit der in dieser Arbeit entwickelten Methode soll nachgewiesen werden, ob Fernerkundungsdaten zur Kalibrierung mathematischer Wassergütemodelle geeignet sind und ob sich die Verlässlichkeit der Modellaussagen dadurch steigern läßt. Des weiteren ist eine Beurteilung des erforderlichen Umfangs von Bodenmessungen möglich.

4.2 Analyse der Eingabedaten

Die gemessenen Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe wurden hinsichtlich ihrer Plausibilität geprüft, indem Korrelationen gebildet und mit Literaturwerten verglichen wurden. Zwischen Chlorophyll-a und Fluoreszenz besteht ein sehr enger Zusammenhang (Abb. 20). Chlorophyll-a fluoresziert rot, wenn es durch blaues Licht angeregt wird; diese Eigenschaft wird oft benutzt, um Chlorophyll-a-Gehalte zu messen und eine Abschätzung der Algenbiomasse zu erhalten. Von (NUSCH, 1981) wurde am Baldeneysee, einem Flußstau der Ruhr in der Nähe von Essen, eine Untersuchung zur Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes aus Fluorimetermessungen durchgeführt. Die dabei erhaltene Regression ist ebenfalls in Abb. 20 dargestellt. Unterschiede im Anstieg der Regression sind darauf zurückzuführen, daß es sich beim Baldeneysee um einen eutrophen, flachen Flußstau mit einer von der Möhnetalsperre unterschiedlichen Algenzusammensetzung handelt. Außerdem wurden für den Baldeneysee nur Werte aus der euphotischen Zone verwendet, während den Regressionen für die Möhnetalsperre die Gesamtheit aller Meßwerte der Jahre 1995 und 1997 zugrunde liegt. Die Regressionen der beiden Modellierungsjahre unterscheiden sich nur wenig.

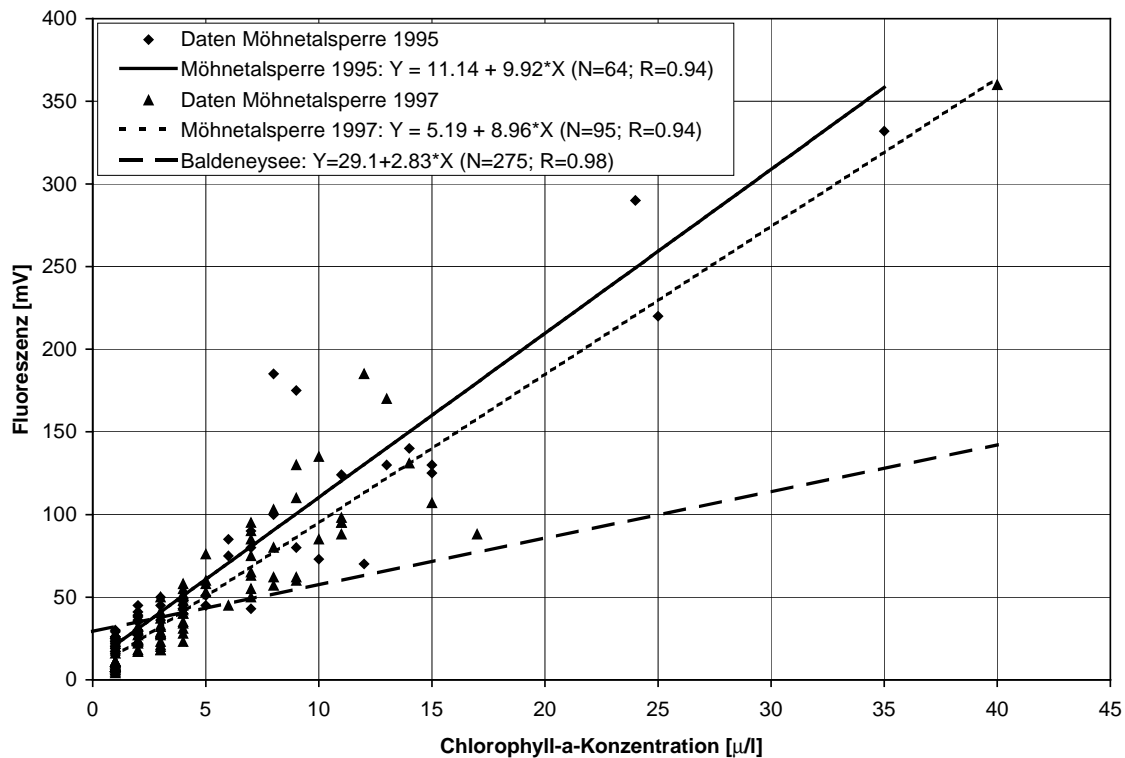


Abb. 20: Regression der Fluoreszenz mit der Chlorophyll-a-Konzentration

Ein enger Zusammenhang besteht zwischen Chlorophyll-a und Sichttiefe für die Meßstelle vor der Staumauer und das Validierungsjahr 1997. Der Korrelationskoeffizient beträgt hier 0,81. Eine ähnliche Regression findet sich auch in der Literatur (RAST, LEE, 1978 in: CHAPRA, 1997). Beide Regressionen sind in Abb. 21 dargestellt. Für die Vorbecken war die Korrelation mit Korrelationskoeffizienten von $R = 0,55$ (Möhnevorbecken) und $R = 0,30$ (Hevevorbecken) in beiden Modellierungsjahren weniger eng. Der Grund liegt wahrscheinlich in der Beeinflussung der Sichttiefe durch weitere Wasserinhaltsstoffe, insbesondere anorganische Schwebstoffe, die im Zulaufbereich und in flachen Uferzonen infolge von Aufwirbelungen oberflächenhaft auftreten können. Messungen, die dies belegen, fehlen jedoch.

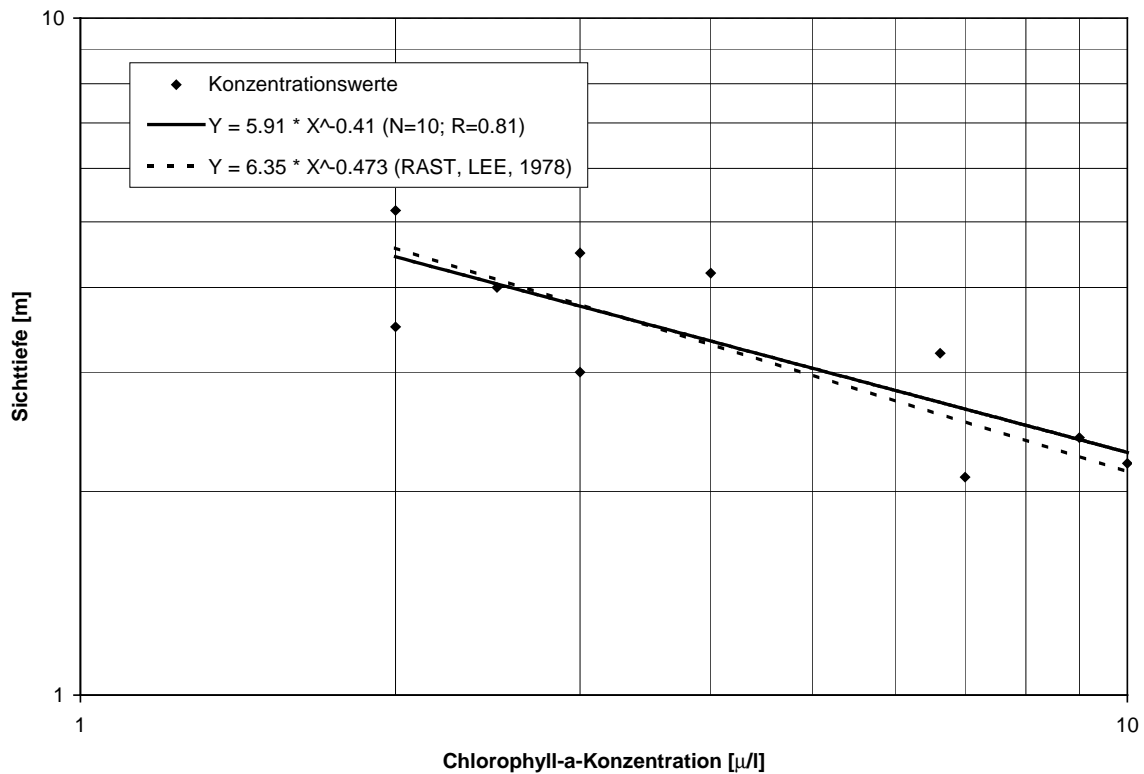


Abb. 21: Regression der Sichttiefe mit der Chlorophyll-a-Konzentration für das Validierungsjahr 1997 verglichen mit einer Regression aus (RAST, LEE, 1974 in: CHAPRA, 1997)

Für das Kalibrierungsjahr 1995 ergibt sich eine enge Korrelation zwischen der Chlorophyll-a-Konzentration und dem Biovolumen des Phytoplanktons (siehe Abb. 22). Betrachtet man die einzelnen Algengruppen, so besteht die engste zwischen Chlorophyll-a-Konzentration und Biomasse der Kieselalgen ($R = 0,79$). Eine einfache Korrelation der Chlorophyll-a-Konzentration mit dem Biovolumen einer Algengruppe oder dem gesamten Biovolumen besteht für das Validierungsjahr 1997 nicht. Die multiple Regression von Chlorophyll-a mit dem Biovolumen aller vorkommenden Algengruppen ergibt einen Korrelationskoeffizienten von $R = 0,94$.

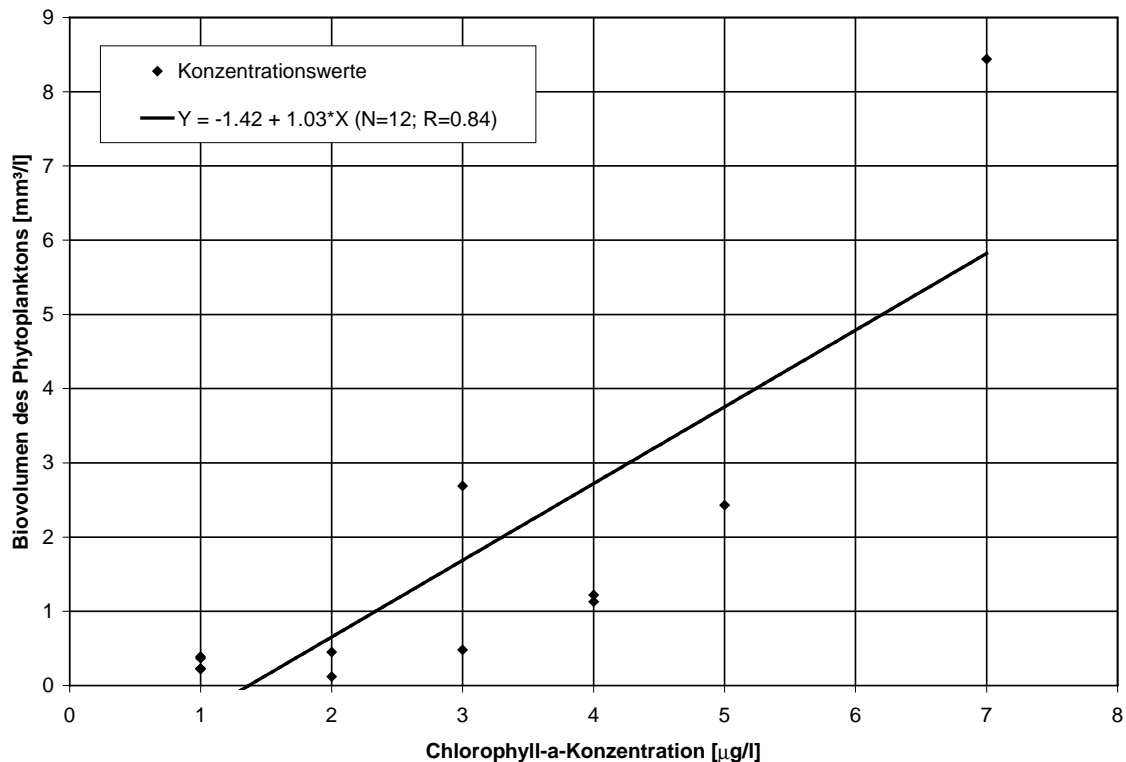


Abb. 22: Regression der Chlorophyll-a-Konzentration und des Biovolumens für das Jahr 1995

Die Korrelationen des Chlorophyll-a mit den Nährstoffen Phosphor, Stickstoff und Kohlenstoff sowie ihren Verbindungen reichen von sehr gering bis mäßig. Die höchsten Korrelationskoeffizienten liegen im Jahr 1997 in der euphotischen Zone um $R = 0,40$ für die Stickstoffverbindungen. Im Jahr 1995 sind die Korrelationskoeffizienten noch geringer. Dies deutet darauf hin, daß für die Primärproduktion keine Nährstoff-limitierung vorliegt, sondern daß Licht der limitierende Faktor ist. Aufgrund der in den letzten Jahren stark zurückgegangenen Gesamtposphorbelastung liegt nach Informationen des Ruhrverbandes z.T. auch Phosphorlimitierung vor.

In (MANIAK, 1997) ist eine Grenzkonzentration des Orthophosphat-Phosphors für potentielle Orthophosphat-Phosphor-Limitation von $C_{PO_4} = 5 \text{ mg/m}^3$; die Grenzkonzentration für potentielle Stickstofflimitierung liegt bei $C_{NO_3} + C_{NH_4} = 20 \text{ mg/m}^3$. Die mittlere Orthophosphat-Phosphor-Konzentration lag im Jahr 1995 bei $C_{PO_4} = 19 \text{ mg/m}^3$, die minimale Orthophosphat-Phosphor-Konzentration betrug $C_{PO_4} = 5 \text{ mg/m}^3$. Im Jahr 1997 waren die Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen noch geringer. Eine Phosphorlimitierung ist somit möglich. Die Konzentration des anorganischen Stickstoffs hingegen betrug im Jahr 1995 im Mittel $C_{NO_3} + C_{NH_4} = 2,49 \text{ g/m}^3$ und mi-

nimal $C_{\text{NO}_3} + C_{\text{NH}_4} = 1,89 \text{ g/m}^3$. Ähnliche Verhältnisse herrschten auch im Jahr 1997, so daß eine Stickstofflimitierung nicht anzunehmen ist.

4.3 Modellansätze

4.3.1 Hydrodynamik und Transport

Die Modellierung aller Strömungs- und Transportvorgänge beruht auf den Erhaltungssätzen von Masse, Impuls und Energie. Der Massenerhaltungssatz wird auf das Wasser selbst (Kontinuitätsgleichung) und auf die Wasserinhaltsstoffe (Transportgleichungen) angewendet. Aus dem Impulserhaltungssatz werden die Bewegungsgleichungen für den dreidimensionalen Strömungsvektor abgeleitet (NAVIER-STOKES-Gleichungen). Der Energieerhaltungssatz wird verwendet, um die Wärmebilanz für die Temperaturmodellierung zu berechnen. Er kann außerdem in Form des Erhaltungssatzes der turbulenten kinetischen Energie für die Turbulenzmodellierung eingesetzt werden. Auf die Herleitung und detailliertere Beschreibung der Kontinuitätsgleichung, der NAVIER-STOKES-Gleichungen und der Transportgleichungen für die Wasserinhaltsstoffe wird an dieser Stelle verzichtet und auf die umfangreiche Literatur zu diesem Thema verwiesen (z.B. HUTTER, TRÖSCH, 1975; MARTIN, McCUTCHEON, 1999; DVWK, 1999). Die Grundgleichungen für Hydrodynamik und Transport sind in Anlage 1 aufgeführt.

Mit der Definition von Zustandsgleichungen, die die Dichte in Abhängigkeit von der Temperatur sowie von suspendierten und gelösten Stoffen festlegen, werden die Gleichungen geschlossen. In den NAVIER-STOKES-Gleichungen ist ein dichteabhängiger Term für den horizontalen Druckgradienten enthalten. Das mit den NAVIER-STOKES-Gleichungen berechnete Strömungsfeld bildet die Grundlage für den advektiven Transport der Wasserinhaltsstoffe. Die Dichte wiederum wird durch die mit den Transportgleichungen berechneten Temperaturen und Konzentrationen der gelösten Stoffe sowie der anorganischen Schwebstoffe beeinflusst.

Für die Beschreibung der Abhängigkeit der Dichte von der Temperatur und von gelösten Stoffen existieren eine Reihe von Beziehungen, die empirisch hergeleitet wurden und zumeist Polynomform aufweisen. Eine der am häufigsten angewendeten Formulierungen findet sich in (GILL, 1982 in: MARTIN, McCUTCHEON, 1999 und COLE, BUCHAK, 1995). Sie wird auch in der vorliegenden Arbeit verwendet.

$$\rho_T = 999,842594 + 6,793952 \cdot 10^{-2} \cdot T - 9,09529 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 + 1,001685 \cdot 10^{-4} \cdot T^3 - 1,120083 \cdot 10^{-6} \cdot T^4 + 6,536332 \cdot 10^{-9} \cdot T^5 \quad (4)$$

$$\begin{aligned} \Delta\rho_{TDS} = & (0,824493 - 4,0899 \cdot 10^{-3} \cdot T_w + 7,6438 \cdot 10^{-5} \cdot T_w^2 - 8,2467 \cdot 10^{-7} \cdot T_w^3 \\ & + 5,3875 \cdot 10^{-9} \cdot T_w^4) \cdot C_{TDS} \\ & + (-5,72466 \cdot 10^{-3} + 1,0277 \cdot 10^{-4} \cdot T_w - 1,6546 \cdot 10^{-6} \cdot T_w^2) \cdot C_{TDS}^{1,5} \\ & + 4,8314 \cdot 10^{-4} \cdot C_{TDS}^2 \end{aligned} \quad (5)$$

Die resultierende Wasserdichte ist:

$$\rho = \rho_T + \Delta\rho_{TDS} \quad (6)$$

mit:

ρ Wasserdichte korrigiert um den Einfluß von Temperatur und gelösten Stoffen [kg/m³]

ρ_T Wasserdichte korrigiert um den Einfluß der Temperatur [kg/m³]

$\Delta\rho_{TDS}$ Wasserdichtedifferenz infolge gelöster Stoffe [kg/m³]

T_w Wassertemperatur [°C]

Anorganische Schwebstoffe werden in dieser Arbeit nicht betrachtet (siehe Kapitel 3.4 und 4.1).

Problematisch bei der Lösung der Grundgleichungen der Hydrodynamik ist die Erfassung der Turbulenz. Grundsätzlich ist eine turbulente Strömung mit den NAVIER-STOKES-Gleichungen beschreibbar, wenn das gesamte Turbulenzspektrum (Wirbel unterschiedlicher Größe) durch eine hinreichende Auflösung des Modellgebietes erfaßt wird. Die kleinsten Wirbelstrukturen haben jedoch einen sehr kleinen Zeit- und Längenmaßstab und erfordern daher eine große Anzahl an Berechnungsknoten. Eine derartige Lösung ist aufgrund des hohen Rechenaufwandes bislang nur für Systeme mit einfacher Geometrie und sehr niedrigen REYNOLDS-Zahlen möglich (DVWK, 1999).

Für turbulente Strömungen werden daher zumeist die REYNOLDS'schen Differentialgleichungen angewendet, die durch Aufteilung der momentanen Geschwindigkeiten und des Drucks in einen Mittelwert und einen Schwankungsterm aus den NAVIER-STOKES-Gleichungen abgeleitet werden (z.B. MARTIN, CUTCHEON, 1999; PROCHNOW et al., 1989; DVWK, 1999). In den REYNOLDS'schen Differentialgleichungen tritt im Vergleich zu den Ausgangsgleichungen ein zusätzlicher Spannungsterm auf, der die turbulenten Schwankungsterme berücksichtigt. Die gleiche Methode wird

auch auf die Transportgleichung angewandt; man erhält dann für die Temperatur und die Wasserinhaltsstoffe ebenfalls einen Schwankungsterm. Für diesen Term müssen Modellannahmen getroffen werden, um ein geschlossen lösbares Gleichungssystem zu erhalten (Schließungsproblem). Die Lösung des Schließungsproblems ist seit langem Gegenstand der Forschung; die Grundlage für viele Turbulenzmodelle wurde bereits 1877 mit der Formulierung des Wirbelviskositätsprinzips durch BOUSSINESQ geschaffen. Turbulenzmodelle sind z.B. in (MARTIN, CUTCHEON, 1999; IMBERGER, 1994; HUTTER, 1984) beschrieben.

Für die Modellierung von langgestreckten Talsperren ist die Berücksichtigung der Anisotropie turbulenter Strömungen erforderlich, da sich die Turbulenz in Horizontal-ebenen parallel zur Windrichtung anders verhält als senkrecht dazu. In dem bestehenden Modell werden für die horizontalen und vertikalen turbulenten Strömungen und Mischungsvorgänge unterschiedliche Ansätze gewählt.

Die horizontalen turbulenten Strömungen werden durch räumlich und zeitlich invariante Wirbelviskositäten beschrieben. Die horizontale Wirbelviskosität für den Stofftransport entspricht dabei der Summe aus molekularer und turbulenter Diffusion. Sensitivitätsanalysen haben gezeigt, daß das bestehende Modell unsensibel gegenüber einer Variation des Standardwerts von 1 m²/s ist (COLE, BUCHAK, 1995).

Die räumlich und zeitlich variablen vertikalen Wirbelviskositäten werden wie folgt berechnet:

$$A_z = K \cdot \left(\frac{l^2}{2} \right) \cdot \sqrt{\left(\frac{\partial v_x}{\partial z} \right)^2 + \left(\frac{\partial v_z}{\partial z} \right)^2} \cdot e^{-D \cdot Ri} \quad (7)$$

mit:

- v_x Strömungsgeschwindigkeit in x-Richtung [m/s]
- v_z Strömungsgeschwindigkeit in z-Richtung [m/s]
- K VAN KARMAN'sche Konstante [-], $K = 0,4$
- A_z vertikale Wirbelviskosität [m²/s]
- l vertikale Längenskala, entspricht der Schichtdicke [m]
- D Konstante [-], $D = 1,5$

Ri lokale RICHARDSON-Zahl [-], $Ri = \frac{\frac{g}{\rho} \cdot \frac{\partial \rho}{\partial z}}{\left(\frac{\partial v_x}{\partial z} \right)^2}$

Der in der Transportgleichung als interne Quelle oder Senke vorkommende Reaktionsterm wird mit dem Wassergütemodul berechnet (siehe Kapitel 4.3.4 bis 4.3.9).

4.3.2 Wärmebilanz an der Seeoberfläche

Der Energieeintrag erfolgt im wesentlichen über die Seeoberfläche. Weitere Wärmequellen stellen Zu- und Abflüsse, Niederschlag und Bodenwärmestrom dar.

Unter der Voraussetzung, daß der See nicht gefroren ist, lautet die Gleichung für die Oberflächenenergiebilanz:

$$H_n = H_s + H_a + H_e + H_c - (H_{sr} + H_{ar} + H_{br}) \quad (8)$$

mit:

H_n	Nettorate des Wärmeaustausches über die Wasseroberfläche [W/m ²]
H_s	kurzwellige Sonneneinstrahlung [W/m ²]
H_a	einfallende langwellige Strahlung [W/m ²]
H_{sr}	reflektierte kurzwellige Sonnenstrahlung [W/m ²]
H_{ar}	reflektierte langwellige Strahlung [W/m ²]
H_{br}	Ausstrahlung der Wasseroberfläche [W/m ²]
H_e	Latenter Wärmestrom [W/m ²]
H_c	Fühlbarer Wärmestrom [W/m ²]

Die kurzwellige Sonneneinstrahlung wird zumeist direkt gemessen. Liegen keine Messungen vor, kann sie mit Hilfe von empirischen Formeln berechnet werden. Diese beinhalten z.B. Wolkenbedeckung und Sonnenhöhe oder extraterrestrische Strahlung, einen Durchlässigkeitskoeffizienten für die Atmosphäre sowie Längenverhältnis des tatsächlichen Wegs eines Sonnenstrahls und des Wegs durch den Zenit (EDINGER et al., 1984). Für die vorliegende Arbeit wurden Globalstrahlungsmessungen der Station Lüdenscheid verwendet.

Der reflektierte Anteil der kurzwelligen Strahlung wird durch die Albedo definiert. Diese ist abhängig von der Sonnenhöhe, dem Bedeckungsgrad und der Wasseroberfläche und spielt nur bei geringer Sonnenhöhe eine wesentliche Rolle. Im Modell wird die Albedo nach der Methode von (EAGLESON, 1970 in: U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995) berücksichtigt. Die verwendete Abhängigkeit von der Sonnenhöhe und dem Bedeckungsgrad zeigt Abb. 23.

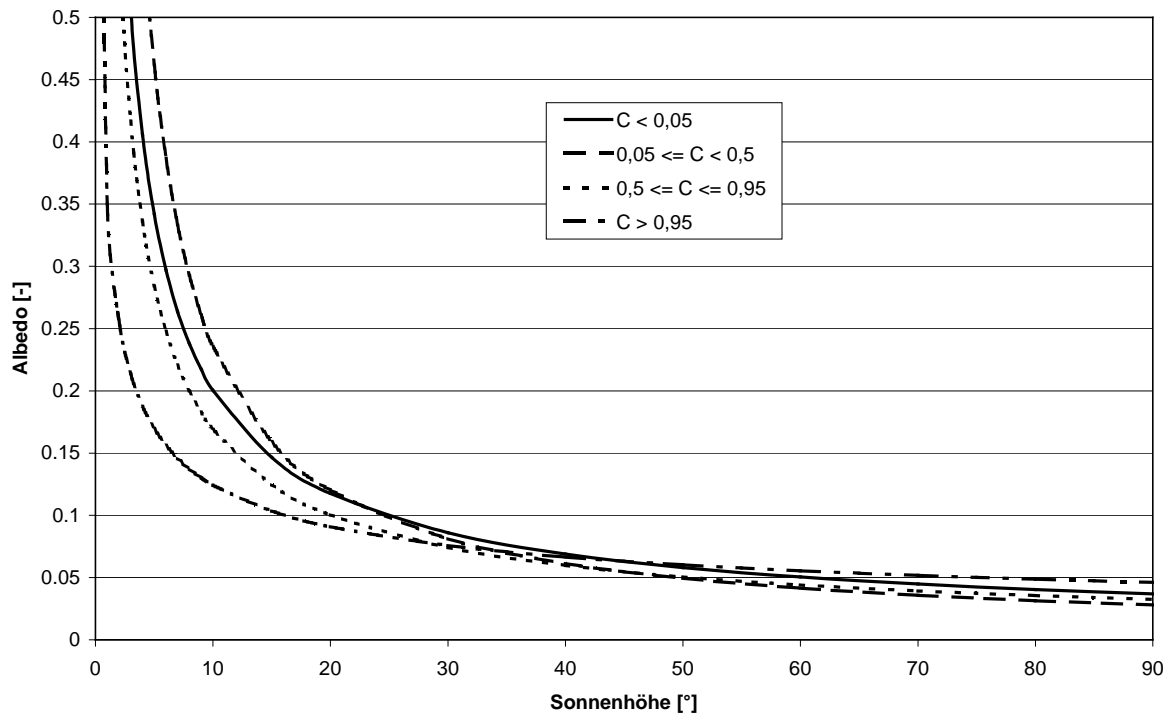


Abb. 23: Zusammenhang zwischen der Albedo, der Sonnenhöhe und dem Bedeckungsgrad (EAGLESON, 1970 in: U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995)

Die Ausstrahlung der Wasseroberfläche errechnet sich nach dem Gesetz von STEFAN-BOLTZMANN. Danach kann der absolute Betrag an Energie, der als Strahlung von einem Körper pro Oberflächen- und Zeiteinheit ausgesandt wird, in Abhängigkeit von der absoluten Oberflächentemperatur des Körpers ausgedrückt werden.

$$H_{br} = \varepsilon \cdot \sigma \cdot (T_a + 273)^4 \quad (9)$$

mit:

σ STEFAN-BOLTZMANN-Konstante, $\sigma = 5,67 \cdot 10^{-8} \text{ W} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{K}^4)^{-1}$

T_a Lufttemperatur in 2 m Höhe [°C]

ε Emissivität des Wassers, $\varepsilon = 0,97$

Die langwellige Strahlung hängt in erster Linie von der Lufttemperatur und der Luftfeuchte ab. Sie erhöht sich bei steigender Luftfeuchte und stellt den größten Teil des Wärmeeintrags bei Nacht und an warmen Wolkentagen. Die empirische Formel von BRUNT ist eine um die Erfassung der Strahlungsabnahme in der Atmosphäre erweiterte Form des Gesetzes von STEFAN-BOLTZMANN. Sie liefert Werte für die

langwellige Strahlung, die i.d.R. um maximal 15 % von den tatsächlichen Werten abweichen (EDINGER et al., 1984; CHAPRA, 1997).

$$H_a = \sigma \cdot (T_a + 273)^4 \cdot (C_a + 0,031 \cdot e_a^{0,5}) \quad (10)$$

mit:

e_a Dampfdruck der Luft [mmHg]

C_a BRUNT'scher Koeffizient [-], $C_a = 0,5$ bis $0,7$

Eine weitere, häufig angewandte empirische Formel, die die Wolkenbedeckung berücksichtigt, wurde von (TENNESSEE VALLEY AUTHORITY, 1972 in: U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995) aufgestellt. Im Modell wird die Formel von BRUNT verwendet.

Der reflektierte Anteil der langwelligen Strahlung kann als konstant angenommen werden. Er beträgt $0,03 \cdot I_a$ (z.B. EDINGER, 1974; CHAPRA, 1997).

Der latente Wärmestrom hängt von der Lufttemperatur und der Taupunkttemperatur bzw. der relativen Luftfeuchte ab. Die meisten Formeln, die zur Berechnung des latenten Wärmestroms angewendet werden, wurden empirisch aufgestellt und weisen folgende allgemeine Form auf:

$$H_e = f(w) \cdot (e_s - e_a) \quad (11)$$

mit:

e_s Sättigungsdampfdruck [mmHg]

e_a aktueller Dampfdruck [mmHg]

w Windgeschwindigkeit [m/s]

$f(w)$ Windfunktion [$W/(m^2 \cdot mmHg)$]

Ein unsicherer Parameter in der Wärmebilanz ist die Windfunktion. Sie wird i.a. in Form eines Polynoms mit den Koeffizienten a_0 , a_1 und a_2 ausgedrückt.

$$f(w) = a_0 + a_1 \cdot w + a_2 \cdot w^2 \quad (12)$$

Einige Koeffizienten sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt.

Koeffizienten			Gewässer	Meßhöhe	Autor
a_0	a_1	a_2			
13,6	3,1		k.A.	k.A.	MEYER, 1928
	3,3		Hefner See	7 m	MARCIANO, HARBECK, 1952
8,1	3,9		Verschiedene Seen in Russland	2 m	RIMSHA, DONCHENKO, 1957
	4,9		Colorado City	7 m	HARBECK, KOBERG, HUGHES, 1959
11,2	4,1		Verschiedene Seen in Kanada	k.A.	MORTON, 1965
9,2		0,46	Drei Seen in den USA	7 m	BRADY, GRAVES, GEYER, 1969
7,2			Ein See in den USA	5 m	BRADY, GEYER, SCULLY, 1971
9,9		0,66	Ein See in den USA	k.A.	MILLER, STREET, 1972
9,2	4,1		Ein See in Australien	2 m	RYAN, HARLEMAN, 1973

Tab. 5: Koeffizienten der Windfunktion verschiedener Autoren (EDINGER, 1974)

Datenreihen von (MILLER, STREET, 1972 in: EDINGER et al., 1974) zeigen, daß die Windfunktion, insbesondere bei niedrigen Windgeschwindigkeiten, einen parabolischen Verlauf aufweist. Diese Beobachtung entspricht der Theorie, daß windinduzierte Energieverluste durch Reibung (und dadurch Erhöhung der Diffusionsrate) proportional zum Quadrat der Windgeschwindigkeit sind. Es sollte daher eine Windfunktion verwendet werden, die den quadratischen Term beinhaltet. Für diese Arbeit wird die Windfunktion von (BRADY, GRAVES, GEYER, 1969 in: EDINGER et al., 1974) gewählt.

$$f(w) = 9,2 + 0,46 \cdot w^2 \quad (13)$$

Von (MORGENSCHWEIS, 1985) wurde aus Meßwerten von zwei Gewässern (Versetalsperre und Baldeysee) nahe des Untersuchungsgebietes eine Regression für die tägliche Verdunstungshöhe aufgestellt. Die Art der Regression entspricht der folgenden, in (RICHTER, 1969, 1975, 1978 in: MORGENSCHWEIS, 1985) angegebenen Form.

$$V = 0,6125 + 0,066 \cdot (e_s - e_a) \cdot w^{0,5} + 0,1413 \cdot G \quad (14)$$

mit:

- V tägliche Verdunstungshöhe (Monatswert / 30) [mm/d]
 G mittlere tägliche Globalstrahlung [kWh/(m²·d)]

Der Windeinfluß ist in dieser Formel viel geringer als in der nach (BRADY, GRAVES, GEYER, 1969 in: EDINGER et al., 1974). Die Verdunstungssumme wird dominiert durch den konstanten Term 0,6125 und die Globalstrahlung. In (DVWK, 1996) wird festgestellt, daß die üblicherweise angewendeten Windfunktionen für kurze Zeitabschnitte (Stunden) mit ausgeprägter stabiler und labiler Schichtung weniger gut geeignet sind. Der Ansatz von (BRADY, GRAVES, GEYER, 1969 in: EDINGER et al., 1974) hat sich dagegen bereits für 70 Talsperren verschiedener klimatischer Regionen und insgesamt 146 Kalibrierungsjahre als geeignet erwiesen (COLE, 2000).

Der fühlbare Wärmestrom, auch Konvektionswärmestrom, zwischen Wasseroberfläche und Luft wird im Modell mit Hilfe des BOWEN-Verhältnisses aus der Temperaturdifferenz zwischen Luft und Wasser in der folgenden Form berechnet.

$$H_c = B_o \cdot f(w) \cdot (T_w - T_a) \quad (15)$$

mit:

B_o BOWEN-Verhältnis, $B_o = 0,47 \text{ mmHg/}^\circ\text{C}$

Die Wärmebilanz wird für jedes Segment an der Seeoberfläche aufgestellt und dient als Quellen-/Senkenterm in der Transportgleichung für die Temperatur.

4.3.3 Gelöste Stoffe

Gelöste Stoffe beeinflussen die Dichte des Wassers und werden daher in die Modellierung einbezogen. Sie können aus der Leitfähigkeit berechnet werden. In (WMO, 1994) ist folgende Umrechnung angegeben:

$$C_{TDS} = 0,55 \div 0,70 \cdot \kappa \quad (16)$$

mit:

C_{TDS} Konzentration der gelösten Stoffe [mg/l]

κ Leitfähigkeit [$\mu\text{S/cm}$]

Eine in (CHAPRA, 1997) beschriebene Methode zur Umrechnung der Konzentration der gelösten Stoffe geht von der Ionenstärke aus, die mit einer empirischen Formel von (LANGELIER, 1936 in: CHAPRA, 1997) berechnet wird. Da die Ionenstärke nach (RUSSELL, 1976 in: CHAPRA, 1997) auch abhängig von der Leitfähigkeit ist, ergibt sich:

$$C_{TDS} = 0,64 \cdot \kappa \quad (17)$$

Der Umrechnungsfaktor liegt innerhalb des in (WMO, 1994) angegebenen Schwankungsbereiches und kann daher im Modell verwendet werden. Die gelösten Stoffe werden als konservativ angenommen.

4.3.4 Plankton

4.3.4.1 Phytoplankton

Die Analyse der gemessenen Wassergütedaten hat gezeigt, daß das Phytoplankton in der Möhnetalsperre von den Grünalgen und den Kieselalgen dominiert wird (siehe Kapitel 3.4). Mit dem Modell sind daher zwei Algengruppen zu simulieren. Eine weitere Differenzierung zwischen Algengruppen erscheint nicht notwendig, da die übrigen Algengruppen in vergleichsweise geringen Konzentrationen vorkommen.

Der Quellen-/Senkenterm in der Transportgleichung für eine Algengruppe setzt sich aus Produktion, Respiration, Exkretion, Aussinken, Fraß und Mortalität zusammen. Die einzelnen Prozesse sind in Abb. 24 dargestellt.

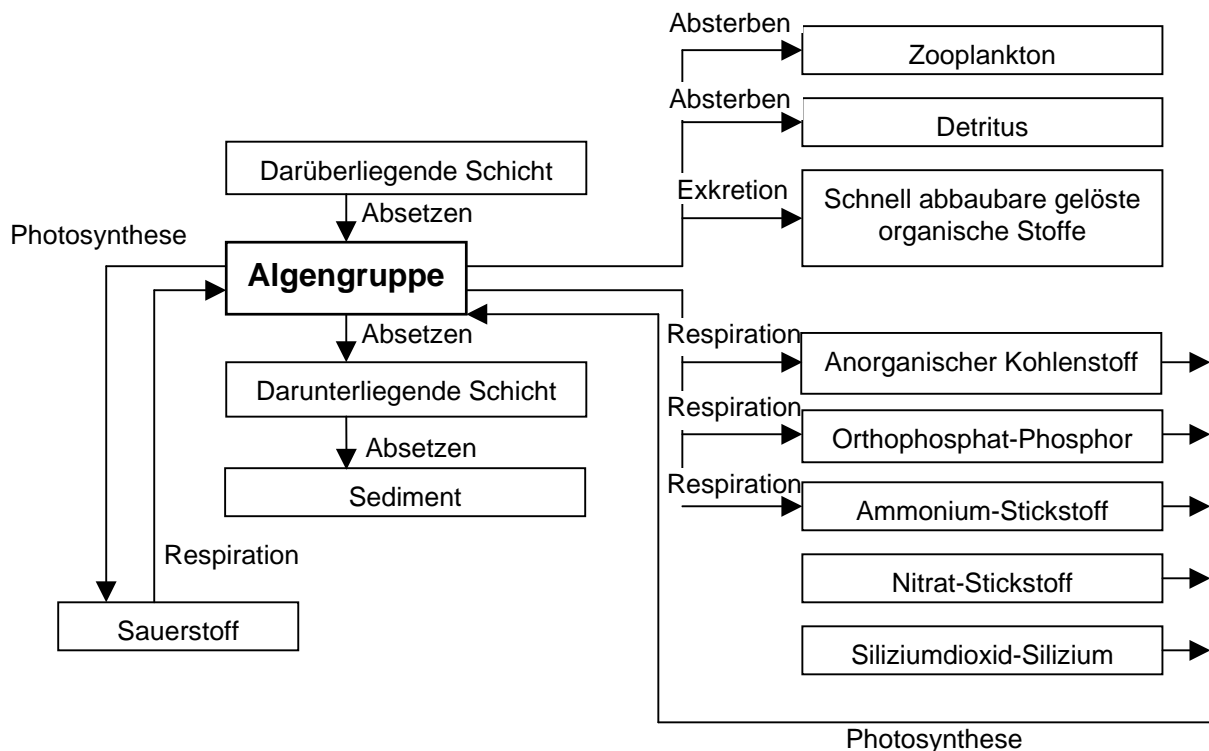


Abb. 24: Ablaufschema der Phytoplanktonmodellierung (COLE, BUCHAK, 1995, verändert)

Die Ratengleichung für das Phytoplankton lautet:

$$\frac{\delta C_{aj}}{\delta t} = \left(K_{agj} - K_{arj} - K_{aej} - K_{amj} - \frac{\omega_{aj}}{\Delta z_i} + \frac{\omega_{aj}}{\Delta z_{i-1}} - K_{zg} \cdot \gamma_j \cdot \frac{C_z}{C} \right) \cdot C_{aj} \quad (18)$$

mit:

$$C = C_{aj} \cdot \gamma_j + C_{aj+1} \cdot \gamma_{j+1} + C_{Det} \cdot \gamma_{Det}$$

j	Index für die Algengruppe (j=1,2)
i	Index für die betrachtete Schicht (i=1,...,maximale Wassertiefe)
C_{aj}, C_{aj+1}	Konzentration einer Algengruppe [gC/m ³]
K_{agj}	Wachstumsrate [1/s]
K_{arj}	Dunkelatmungsrate [1/s]
K_{aej}	Exkretionsrate [1/s]
K_{amj}	Mortalitätsrate [1/s]
ω_{aj}	Sinkgeschwindigkeit [m/s]
$\Delta z_i, \Delta z_{i-1}$	Schichtdicke [m]
K_{zg}	Ingestionsrate des Zooplanktons [1/s]
γ_j, γ_{j+1}	Fraßpräferenz des Zooplanktons für Algen [-]
γ_{Det}	Fraßpräferenz des Zooplanktons für Detritus [-]
C_z	Zooplanktonkonzentration [g/m ³]

Die in der Gleichung vorkommenden Raten können auf verschiedene Arten bestimmt werden. Im folgenden werden einige aus der Literatur bekannte Verfahren zur Beschreibung der Einzelprozesse dargestellt.

Bei der Wachstumsrate handelt es sich um die Bruttoproduktionsrate, welche der gesamten Photosyntheserate entspricht und sowohl die Speicherung organischer Substanz durch das Phytoplankton (Nettoproduktion) als auch die Respiration beinhaltet. Die Wachstumsrate wird durch Modifikation einer maximalen Wachstumsrate in Abhängigkeit von Licht, Temperatur und der Verfügbarkeit von Nährstoffen berechnet.

$$K_{ag} = K_{ag\max}(T_{ref}) \cdot f(T, I, \text{Nährstoffe}) \quad (19)$$

mit:

$K_{ag\max}$	Maximale Wachstumsrate [1/s]
T	Temperatur [°C]
T_{ref}	Referenztemperatur [°C]

I Lichtintensität [W/m^2]

Die maximale Wachstumsrate tritt bei optimalem Lichtangebot, Nährstoffsättigung und einer Wassertemperatur T_{ref} auf. Bei der Verwendung von Literaturwerten ist die Referenztemperatur, für welche die maximale Wachstumsrate ermittelt wurde, zu beachten. Die maximale Wachstumsrate sollte die Spannbreite der simulierten Umgebungsbedingungen widerspiegeln. Da sie in der Literatur temperaturabhängig angegeben ist, sollte von der im Simulationszeitraum angetroffenen maximalen Temperatur im Epilimnion ausgegangen werden. Eine Temperaturkorrektur wird dann in Abhängigkeit von der in dem betreffenden Zeitschritt berechneten Temperatur vorgenommen (siehe Kapitel 4.3.11). Für die Möhnetalsperre tritt im Jahr 1997 eine maximale Epilimniontemperatur von $22,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ auf. Für ähnliche Referenztemperaturen sind in der Literatur für die Bruttoproduktionsrate von Kieselalgen Werte zwischen $K_{\text{ag2,max}} = 0,81\text{ d}^{-1}$ (HOLM, ARMSTRONG, 1981) und $K_{\text{ag2,max}} = 3,4\text{ d}^{-1}$ (HOOGENHOUT, AMESZ, 1965) angegeben. Die Bruttoproduktionsrate für Grünalgen liegt zwischen $K_{\text{ag1,max}} = 0,56\text{ d}^{-1}$ (HOOGENHOUT, AMESZ, 1965) und $K_{\text{ag1,max}} = 4,1\text{ d}^{-1}$ (HOOGENHOUT, AMESZ, 1965) und damit in der gleichen Größenordnung wie die Bruttoproduktionsrate für Kieselalgen.

Die Funktion f (Gleichung 16) beschreibt die Nährstoff- bzw. Lichtlimitierung und die Temperaturabhängigkeit des Algenwachstums. Auf die Temperaturabhängigkeit wird in Kapitel 4.3.11 eingegangen. Von den Nährstoffen werden in den meisten Modellen nur die Makronährstoffe Orthophosphat-Phosphor, Nitrat-/Nitrit- und Ammonium-Stickstoff sowie bei Auftreten von Kieselalgen Siliziumdioxid-Silizium berücksichtigt. Kohlendioxid wird meistens nicht modelliert, da es im allgemeinen im Überschuß vorhanden ist; dasselbe gilt für Mikronährstoffe wie Eisen, Mangan und Zink (BOWIE et al., 1985). Aus der Analyse der Eingabedaten sowie Informationen des Ruhrverbandes folgt, daß für die Möhnetalsperre Orthophosphat-Phosphor und Licht als limitierende Faktoren für die Grünalgen und zusätzlich Siliziumdioxid-Silizium für die Kieselalgen in Frage kommen. Die Möglichkeit einer Stickstofflimitierung wird in der Berechnung mitgeführt.

Die Berechnung des limitierenden Faktors bei Lichtlimitierung kann unter Verwendung einer Sättigungs- oder einer Optimumfunktion erfolgen. Eine Optimumfunktion bietet dabei die Möglichkeit der Berücksichtigung der Photoinhibition bei Lichtintensitäten größer als der Sättigungswert. Aus den gemessenen Tiefenprofilen des Chlo-

rophyll-a in der Möhnetalsperre ist ersichtlich, daß Photoinhibition auftritt, da die maximale Chlorophyll-a-Konzentration zu mehreren Zeitpunkten nicht an der Wasseroberfläche, sondern in einigen Metern Tiefe erreicht wird. Es wird daher eine Optimumfunktion verwendet.

Die am häufigsten benutzte Optimumfunktion ist die STEELE-Funktion (STEELE, 1962).

$$\lambda_{\min,L} = \frac{I(z)}{I_s} \cdot e^{\left(-\frac{I(z)}{I_s} + 1\right)} \quad (20)$$

mit:

$\lambda_{\min,L}$ Limitierender Faktor infolge Licht [-]

$I(z)$ Intensität der kurzwelligen Strahlung in der Tiefe z [W/m^2]

I_s Sättigungsintensität [W/m^2]

Bei der Sättigungsintensität nimmt die STEELE-Funktion ihr Maximum, $\lambda_{\min,L} = 1$, an.

In der Literatur sind zahlreiche Modifikationen der STEELE-Funktion zu finden.

Neuere Publikationen beschäftigen sich vor allem mit der dynamischen Modellierung. Von Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Fragestellung der zeitlichen Variabilität der Lichtintensitäten, bei denen Sättigung bzw. Photoinhibition eintritt, da sich das Phytoplankton den jahreszeitlich veränderten Umgebungsbedingungen anpaßt (JØRGENSEN, 1997). Dynamische Modelle sind besser in der Lage, den Einfluß verschiedener Faktoren auf die Modellparameter und die Eigenschaften der Produktionskurven zu simulieren (EILERS, PEETERS, 1993; DUARTE, 1995). Für die lichtabsorbierenden Pigmente werden dabei drei Zustände angenommen: Ausgangszustand, angeregter Zustand und inhibierter Zustand. Die Wahrscheinlichkeiten der Zustandsübergänge sind proportional zu konstanten Raten und hängen von der Lichtintensität ab. Für die Anwendung dieser Modelle sind Laborexperimente erforderlich, um aus der experimentell ermittelten Abhängigkeit der Primärproduktion von der Lichtintensität unter verschiedenen Bedingungen mit Hilfe von Regressionen die Modelleingaben (von den konstanten Raten abhängige Parameter) zu berechnen. Im Rahmen dieser Arbeit wird daher die STEELE-Funktion verwendet.

In der Literatur findet sich eine große Bandbreite von Werten für die Sättigungsintensität. Sättigungsintensitäten von $I_s = 6 \text{ W}/\text{m}^2$ bis $I_s = 72 \text{ W}/\text{m}^2$ im Bereich photosynthetisch aktiver Strahlung (PAR) wurden von (REYNOLDS, 1986; SOMMER, 1994;

ROMO, 1994) gemessen. In (BOWIE et al., 1985; FERRIS, CHRISTIAN, 1991; ROMO, 1994) dagegen sind Intensitäten von $I_s = 8 \text{ W/m}^2$ bis $I_s = 56 \text{ W/m}^2$ für einsetzende Photoinhibition angegeben. Bei Messungen an natürlichen Populationen trat in Untersuchungen von (PREZELIN, et al., 1991) selbst bei Strahlungsintensitäten von bis zu $I_s = 556 \text{ W/m}^2$ (PAR) noch keine Lichthemmung ein. Einen Einfluß auf die Größe der Strahlungsintensitäten haben z.B. die Pigmentierung, der Zeitraum, der seit der letzten Starklichtbestrahlung vergangen ist, die Dauer der Starklichtbestrahlung, die Adaption der Algen sowie zusätzlicher Nährstoff- oder Temperaturstress (POWLES, 1984; FERRIS, CHRISTIAN, 1991).

Im Modell werden für die beiden Algengruppen unterschiedliche Sättigungsintensitäten verwendet; die zeitliche Variabilität wird nicht einbezogen. In Abb. 25 ist die STEELE-Funktion für zwei verschiedene Sättigungsintensitäten, die Literaturangaben für Grünalgen (VAN LIERRE et al., 1978) und Kieselalgen (BELAY, 1981) entsprechen, dargestellt.

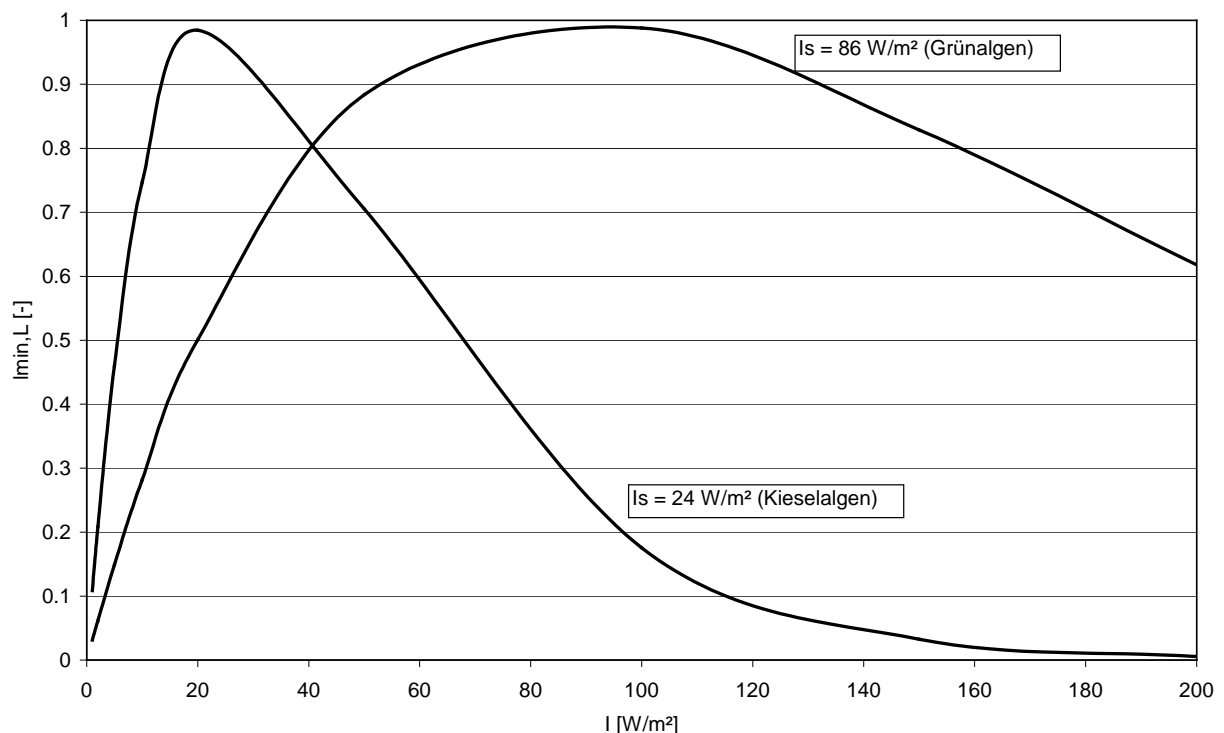


Abb. 25: STEELE-Funktion für verschiedene Sättigungsintensitäten

Die Abnahme der kurzwelligen Sonneneinstrahlung mit der Wassertiefe wird mit dem Gesetz von BEER beschrieben:

$$I(z) = (1 - \beta) \cdot \dot{I}_0 \cdot e^{-\eta \cdot z} \quad (21)$$

mit:

$I(z)$ kurzwellige Strahlung in der Tiefe z [W/m^2]

I_0 kurzwellige Strahlung an der Wasseroberfläche [W/m^2]

β Anteil der an der Wasseroberfläche absorbierten kurzwelligen Strahlung [-]

ξ Extinktionskoeffizient [m^{-1}]

Die Globalstrahlung, vermindert um den Anteil, der an der Wasseroberfläche absorbiert wird, ergibt die photosynthetisch aktive Strahlung. Sie beinhaltet den sichtbaren Wellenlängenbereich von 400 bis 700 nm und wird im Modell zu 55 % der Globalstrahlung gesetzt (COLE, BUCHAK, 1995). Ein ähnlicher Wert von 49 % wird auch von (SCHILD, 1999) und (LANGHOLZ, HÄCKEL, 1985) verwendet. Näherungsweise kann β auch wie folgt berechnet werden (WILLIAMS et al., 1981):

$$\beta = 0,27 \cdot \ln(\xi) + 0,61 \quad (22)$$

Den mittleren Einfluß des Lichtes in einer bestimmten Zelle des Modells erhält man bei Kombination der Gleichungen 17 und 18.

Für den Extinktionskoeffizienten wird im Modell der folgende lineare Ansatz gewählt:

$$\xi = \eta_{\text{Wasser}} + \xi_{\text{ass}} \cdot C_{\text{ass}} + \xi_{\text{oss}} \cdot C_{\text{oss}} \quad (23)$$

mit:

ξ_{Wasser} Extinktionskoeffizient für reines Wasser [m^{-1}]

ξ_{ass} Extinktionskoeffizient für anorganische Schwebstoffe [m^{-1}]

ξ_{oss} Extinktionskoeffizient für organische Schwebstoffe (Algen, Zooplankton, Detritus) [m^{-1}]

C_{ass} Konzentration der anorganischen Schwebstoffe [g/m^3]

C_{oss} Konzentration der organischen Schwebstoffe [g/m^3]

Der Extinktionskoeffizient für reines Wasser variiert abhängig von der Konzentration der gelösten Stoffe. In der Literatur sind für oligotrophe Gewässer Werte zwischen $\xi_{\text{Wasser}} = 0,18 \text{ m}^{-1}$ und $\xi_{\text{Wasser}} = 0,2 \text{ m}^{-1}$ (WETZEL, 1975; SPENCE, 1981) und für eutrophe Gewässer Werte zwischen $\xi_{\text{Wasser}} = 0,46 \text{ m}^{-1}$ und $\xi_{\text{Wasser}} = 1,68 \text{ m}^{-1}$ (WETZEL, 1975) angegeben.

Der Extinktionskoeffizient für organische Schwebstoffe kann wie folgt abgeschätzt werden. In (SMITH, BAKER, 1978) und (MEGARD et al., 1980) wird eine Erhöhung des Extinktionskoeffizienten für organische Schwebstoffe um $\Delta\xi_{\text{oss}} = 16 \text{ m}^{-1}$ bzw. $\Delta\xi_{\text{oss}} = 22 \text{ m}^{-1}$ je Zunahme der Chlorophyllkonzentration um $\Delta C_a = 1 \text{ g/m}^3$ angege-

ben. Mittelt man diesen Wert und nimmt ein Kohlenstoff - Algenbiomasse - Verhältnis von 0,45 sowie ein Kohlenstoff - Chlorophyll - Verhältnis von 50 an, so ergibt sich eine Erhöhung des Extinktionskoeffizienten für organische Schwebstoffe um $\Delta\xi_{\text{oss}} = 0,17 \text{ m}^{-1}$ je Zunahme der Algenbiomasse um 1 g/m^3 . Anorganische Schwebstoffe werden in dieser Arbeit nicht berücksichtigt (siehe Kapitel 3.4 und 4.1).

Der Extinktionskoeffizient kann näherungsweise auch aus der Sichttiefe abgeschätzt werden (WILLIAMS et al., 1981).

$$\xi = 1,11 \cdot z_s^{-0,73} \quad (24)$$

mit:

z_s Sichttiefe [m]

Die Berechnung des limitierenden Faktors bei Nährstofflimitierung kann von einer festen oder von einer variablen Stöchiometrie ausgehen. Im Fall fester Stöchiometrie ist das Algenwachstum allein von der externen Nährstoffkonzentration abhängig. Der Zusammenhang zwischen externem Nährstoffangebot und Bruttoprimärproduktion wird durch die MONOD-Gleichung beschrieben.

$$\lambda_{\text{min,Nähr}} = \frac{C_{\text{Nähr,A}}}{P_{\text{Nähr}} + C_{\text{Nähr,A}}} \quad (25)$$

mit:

$C_{\text{Nähr,A}}$ Nährstoffkonzentration [g/m^3]

$P_{\text{Nähr}}$ Halbsättigungskonstante für einen Nährstoff [-]

Die MONOD-Gleichung gilt nur unter bestimmten Bedingungen. Entweder muß die externe Konzentration eines Nährstoffs konstant sein oder der betreffende Nährstoff darf nicht in signifikanten Mengen gespeichert werden, sondern muß unmittelbar nach der Aufnahme seine physiologische Rolle wahrnehmen. Letzteres ist für Siliziumdioxid-Silizium in Kieselalgen der Fall (SOMMER, 1994). Für die in der Möhnetalsperre oft dominierenden Grünalgen sind die Voraussetzungen der Anwendbarkeit der MONOD-Gleichung nur bedingt gegeben. Insbesondere während der Phase der Frühjahrsblüte herrscht eine reproduktionsdominierte Populationsdynamik mit hoher Biomassezunahme der Algen und damit eine schnelle Abnahme der vorhandenen Nährstoffe.

Bei einem Ansatz mit variabler Stöchiometrie ist die Aufnahmerate sowohl eine Funktion der externen Nährstoffkonzentration als auch der intrazellulären Nährstoff-

konzentration und die Wachstumsrate eine Funktion der intrazellulären Nährstoffkonzentration (DROOP, 1983; MOREL, 1987). Damit kann z.B. simuliert werden, daß bei nährstoffverarmten Zellen, die plötzlich einer erhöhten Nährstoffkonzentration ausgesetzt sind, die Menge des inkorporierten Nährstoffs schneller wächst als die Biomasse oder die Zellzahl (Erhöhung der Zellquote). Die Modellierung erfolgt in zwei Teilschritten. Im ersten Teilschritt wird die Nährstoffaufnahme des Phytoplanktons simuliert (funktionelle Reaktion); im zweiten Teilschritt die Primärproduktion (numerische Reaktion). Bei der funktionellen Reaktion ist die maximale Aufnahmerate keine Konstante mehr, sondern eine lineare Funktion des Nährstoffgehaltes in der Zelle (Zellquote). Zellen mit niedriger Zellquote weisen höhere Aufnahmeraten auf als Zellen mit niedriger Zellquote. Die maximale Aufnahmerate wird wie folgt berechnet (SOMMER, 1994):

$$v_{\max} = v''_{\max} - (v''_{\max} - v'_{\max}) \cdot \frac{q - q_0}{q_{\max} - q_0} \quad (26)$$

mit:

v_{\max} maximale Nährstoffaufnahmerate [1/s]

v''_{\max} maximale Nährstoffaufnahmerate für Zellen mit minimaler Zellquote [1/s]

v'_{\max} maximale Nährstoffaufnahmerate für Zellen mit maximaler Zellquote [1/s]

q Zellquote [g/m³]

q_0 minimale Zellquote [g/m³]

q_{\max} maximale Zellquote [g/m³]

Die numerische Reaktion ist im Gegensatz zum Ansatz von MONOD keine direkte Funktion der externen Nährstoffkonzentration, sondern eine Funktion der Zellquote (DROOP-Gleichung). Die Algenwachstumsrate ergibt sich unter Vernachlässigung der Temperatur- und Lichtabhängigkeit wie folgt (SOMMER, 1994):

$$K_{ag} = K'_{ag,\max} \cdot \left(1 - \frac{q_0}{q}\right) \quad (27)$$

mit:

$K'_{ag,\max}$ theoretische maximale Wachstumsrate, die bei $q \rightarrow \infty$ erreicht wird [1/s]

Der Nachteil des Ansatzes mit variabler Stöchiometrie ist die höhere Anzahl von Modellparametern, die anhand einer Kalibrierung gefunden werden müssen. Aus den vorliegenden Daten lassen sich weder die Zellquoten noch die zugehörigen Nähr-

stoffaufnahmeraten ableiten. In der vorliegenden Arbeit wird daher die MONOD-Gleichung verwendet.

Die Halbsättigungskonstante ist abhängig von der Nährstoffkonzentration. Generell werden in einem durch niedrige Nährstoffkonzentrationen charakterisierten Gewässer auch niedrige Halbsättigungskonstanten auftreten (HENDREY, WELCH, 1973; CARPENTER, GUILLARD, 1971; TOETZ et al., 1973 in: U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995). Nach Literaturangaben liegt die Halbsättigungskonstante für die Stickstoffkomponenten für Kieselalgen zwischen $P_N = 0,012 \text{ g/m}^3$ (EPPLEY et al., 1969) und $P_N = 0,197 \text{ g/m}^3$ (UNDERHILL, 1977) sowie für Grünalgen zwischen $P_N = 0,006 \text{ g/m}^3$ (PICKETT, 1975) und $P_N = 1,236 \text{ g/m}^3$ (SPENCER, LEMBI, 1981). Die Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor beträgt $P_P = 0,002 \text{ g/m}^3$ (HOLM, ARMSTRONG, 1981) bis $P_P = 0,163 \text{ g/m}^3$ (FOGG, 1973) für Kieselalgen und $P_P = 0,002 \text{ g/m}^3$ (RHEE, 1973) bis $P_P = 0,980 \text{ g/m}^3$ (SPENCER, LEMBI, 1981) für Grünalgen.

Die Interaktion zwischen den limitierenden Faktoren wird in den meisten Modellen entweder durch einen multiplikativen oder durch einen Minimum-Ansatz erfaßt. Der multiplikative Ansatz wird durch multiplikative Effekte, die mit den an der Photosynthese beteiligten enzymatischen Prozessen zusammenhängen, begründet (BOTKIN, 1974 in: SCAVIA, PARK, 1976). Nachteilig ist, daß die Funktion $f(\text{Nähr})$ (Gleichung 16) schnell sehr kleine Werte annimmt, wenn die Nährstoffbedingungen vom Optimum abweichen. Das Maß der Limitierung hängt von der Anzahl der berücksichtigten Nährstoffe ab. In natürlich vorkommenden Algenpopulationen wird eine solche, starke Limitierung nicht beobachtet, da sich die Algen der Nährstoffart anpassen. Bei dem Minimum-Ansatz, der auf Liebig's Prinzip des Minimums zurückgeht, ist der Einfluß der einzelnen Nährstoffe entkoppelt. Nur der am stärksten limitierende Faktor bestimmt den Wert der Limitierungsfunktion (SCAVIA, PARK, 1976; SCHILD, 1999).

Aufgrund der besseren Wiedergabe der natürlichen Verhältnisse wird der limitierende Faktor in dem bestehenden Modell mit Hilfe des Minimum-Ansatzes bestimmt. Er ergibt sich als Minimum der limitierenden Faktoren für Licht und Nährstoffe. Dabei können sich für jede Algengruppe und jede Modellzelle unterschiedliche limitierende Faktoren auftreten, die zeitlich variabel sind.

Außer dem Prozeß des Algenwachstums werden mit der Ratengleichung auch die Verlustprozesse Dunkelatmung, Exkretion, Mortalität, Grazing und Aussinken be-

schrieben. Das Aussinken kann dabei gleichzeitig eine Zunahme der Algenkonzentration bewirken, wenn aus der darüber liegenden Schicht mehr Algen in die betrachtete Schicht absinken als durch Aussinken in die darunter liegende Schicht verloren gehen.

Dunkelatmung, Exkretion und Mortalität bilden die metabolischen Verluste. Dunkelatmung und Mortalität werden temperaturabhängig durch Reduktion einer maximalen Rate modelliert (siehe Kapitel 4.3.11). Die Exkretion (Photorespiration) ist lichtabhängig. Sie nimmt bei hohen und niedrigen Bestrahlungsstärken zu und kann unter Verwendung der STEELE-Funktion wie folgt berechnet werden:

$$K_{ae} = (1 - \lambda_{\min,L}) \cdot K_{ae\max} \quad (28)$$

mit:

$K_{ae\max}$ Maximale Exkretionsrate

Die maximale Exkretionsrate wurde von (WETZEL, 1975) als Anteil an der Kohlenstofffixierung der Algen ermittelt. Sie beträgt danach von weniger als 1% bis zu der Größenordnung der Kohlenstofffixierung. Die meisten Werte sind jedoch kleiner als 20% der Kohlenstofffixierung. Von (NALEWAJKO, 1966) wurden maximale Exkretionsraten zwischen $K_{ae\max} = 0,014 \text{ d}^{-1}$ und $K_{ae\max} = 0,044 \text{ d}^{-1}$ ermittelt.

Die maximale Dunkelatemungsrate wurde von (LAWS, WONG, 1978) für Kieselalgen $K_{ar2\max} = 0,05 \text{ d}^{-1}$ bis $K_{ar2\max} = 0,59 \text{ d}^{-1}$ bestimmt, Für Grünalgen beträgt sie nach Untersuchungen von (MYERS, GRAHAM, 1961) und (LAWS, WONG, 1978) zwischen $K_{ar1\max} = 0,01 \text{ d}^{-1}$ und $K_{ar1\max} = 0,16 \text{ d}^{-1}$. Die maximale Mortalitätsrate umfaßt nicht die durch Grazing des Zooplanktons entstehenden Verluste. Diese bilden jedoch den weitaus größten Teil an den Mortalitätsverlusten. Natürliche Mortalität tritt nur bei sehr hohen Temperaturen auf (siehe Kapitel 4.3.11). Für die maximale Mortalitätsrate wurde in früheren Modellstudien mit Werten zwischen $K_{am\max} = 0,01 \text{ d}^{-1}$ und $K_{am\max} = 0,03 \text{ d}^{-1}$ gute Ergebnisse erzielt (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995). Auf das Grazing wird in Kapitel 4.3.4.2 eingegangen.

Bei Anwendung der mit Hilfe von Laborexperimenten bestimmten Aussinkrate auf natürliche Populationen sind die veränderten Umgebungsbedingungen in Form vertikaler Gradienten des Lichtes, der Temperatur und der Nährstoffe sowie die Turbulenz zu beachten. Die in der Literatur publizierten Werte können daher nur Anhaltswerte liefern. Sie wurden ausschließlich für relativ große Phytoplankter untersucht

und weisen eine sehr große Spannweite auf. Sie liegen für Kieselalgen zwischen $\omega_{a2} = 0,10$ m/d (SMAYDA, BOLEYN, 1966) und $\omega_{a2} = 14,7$ m/d (EPPLEY et al., 1967) sowie für Grünalgen zwischen $\omega_{a1} = 0,08$ m/d (BURNS, ROSA, 1980) und $\omega_{a1} = 0,18$ m/d (BURNS, ROSA, 1980; EPPLEY et al., 1967).

Sinkgeschwindigkeiten können bei laminaren Strömungen um den sinkenden Partikel nach dem Gesetz von STOKES berechnet werden.

$$v = \frac{2 \cdot g \cdot r^2 \cdot (\rho' - \rho)}{9 \cdot \eta} \quad (29)$$

mit:

- v Sinkgeschwindigkeit [m/s]
- r Radius [m]
- g Erdbeschleunigung [m/s²]
- ρ' Dichte des sinkenden Partikels [kg/m³]
- ρ Dichte des Wassers [kg/m³]
- η Dynamische Viskosität des Wassers [kg/m/s]

Die Gleichung gilt für einen kugelförmigen Körper. Bei davon abweichender Form, wird ein Formfaktor eingeführt. Die berechnete Sinkgeschwindigkeit ist relativ gegenüber dem umgebenden Wasserkörper. Bei einer REYNOLDS-Zahl von $Re = 0,5$ beträgt die Abweichung vom STOKES'schen Gesetz lediglich 10%; bei einer REYNOLDS-Zahl von $Re < 0,1$ sind praktisch keine Abweichungen mehr feststellbar. Das STOKES'sche Gesetz läßt sich daher auf nahezu alle Phytoplankter und Bakterien anwenden. Da ein Großteil der Frischmasse der Algen aus Wasser besteht, ist die Dichte der Algen der des Wassers sehr ähnlich. Phytoplankter ohne schwere mineralische Komponenten haben meist Dichten von $\rho = 1,02$ g/ml bis $\rho = 1,05$ g/ml. Kieselalgen erreichen aufgrund ihrer Kieselschalen Dichten von bis zu etwa $\rho = 1,3$ g/ml (SOMMER, 1994). Daraus resultieren die hohen, in der Literatur beschriebenen Sinkgeschwindigkeiten.

Das STOKES'sche Gesetz wird in sehr wenigen Modellen verwendet, da meist verschiedene Algenarten zusammengefaßt werden. Die Definition repräsentativer Werte für Zellradius, Formfaktor und Zelldichte ist daher schwierig. Der Formfaktor ist in jedem Fall ein Kalibrierungsparameter, so daß die Einbeziehung des STOKES'schen Gesetzes keine Reduktion der Anzahl an Kalibrierungsparametern zur Folge hat

(JØRGENSEN, 1994). Es wird daher die Aussinkgeschwindigkeit direkt ins Modell eingegeben und kalibriert.

Eine Schwierigkeit besteht darin, daß bestimmte Algenarten in der Lage sind, ihre Dichte anzupassen (z.B. durch Gaseinschlüsse, Lipidanreicherung), um in Zonen höheren Nährstoffangebots zu gelangen. Ihre Dichte kann dabei auch unter die Wasserdichte sinken, so daß es zum Schweben kommt (SOMMER, 1994). Diese Dichteregulation kommt jedoch zumeist bei Blaualgen vor, die in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt werden, da sie in den Modellierungszeiträumen eine untergeordnete Rolle spielen.

4.3.4.2 Zooplankton

Aus der Analyse der gemessenen Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe ergibt sich die Relevanz der Berücksichtigung des Zooplanktons im Hinblick auf die Mortalität des Phytoplanktons. Das bestehende Modell wurde daher um einen Zooplanktonterm erweitert. Das Ablaufschema der Zooplanktonmodellierung ist in Abb. 26 dargestellt.

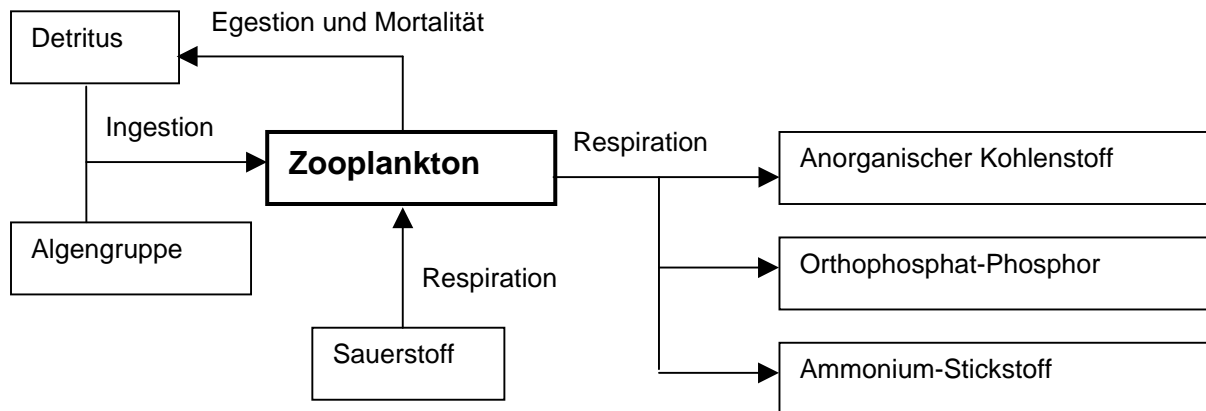


Abb. 26: Ablaufschema der Zooplanktonmodellierung (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS , 1995, verändert)

Die Ratengleichung für das Zooplankton lautet:

$$\frac{\delta C_z}{\delta t} = (K_{zg} - K_{zm} - K_{zr}) \cdot C_z \quad (30)$$

mit:

C_z Zooplanktonkonzentration [g/m³]

K_{zg} Ingestionsrate [1/s]

K_{zm} Mortalitätsrate [1/s]

K_{zr} Respirationsrate [1/s]

Beim Zooplankton spielt das Aussinken im Vergleich zu den Schwimmbewegungen eine vernachlässigbare Rolle. Fast alle Zooplankter sind zur aktiven Bewegung im Wasser fähig. Die Schwimmfähigkeit reicht jedoch nicht aus, um gegen horizontale Wasserbewegungen anschwimmen zu können. Die Bewegung bleibt daher auf die vertikale Migration begrenzt, die durch Schwerkraft, Licht und chemische Gradienten gesteuert wird (SOMMER, 1994). In der vorliegenden Arbeit wird die vertikale Migration nicht berücksichtigt.

Zooplankter nehmen partikuläre organische Nahrung auf. Die Nahrungspartikel sind im Wasser suspendiert und können entweder lebende (Phytoplankton) oder abgestorbene Organismen (Detritus) sein. Die Ingestionsrate gibt an, wieviel Nahrung ein Zooplankter pro Zeiteinheit aufnimmt (SOMMER, 1994). Sie ist eine Funktion der Temperatur und der Nährstoffverfügbarkeit, wobei als Nährstoffe das Phytoplankton und der Detritus dienen.

$$K_{zg} = K_{zgmax}(T_{ref}) \cdot P_{eff} \cdot f(T, \text{Nährstoffe}) \quad (31)$$

mit:

K_{zgmax} Maximale Ingestionsrate [1/s]

P_{eff} Assimilationseffizienz [-]

T Temperatur [°C]

In der Literatur sind zahlreiche, aus Experimenten gewonnene maximale Ingestionsraten zu finden, die von der Zooplanktonart sowie der Nahrungsquelle abhängen. Die Schwankungsbreite ist sehr hoch. Maximale Werte von $K_{zgmax} = 2,3 \text{ d}^{-1}$ wurden von (RYTHER, 1954) für Daphnien mit *Scenedesmus quadricauda*, einer Grünalgenart, als Nahrungsquelle gefunden. Die Minima bewegen sich im Bereich von $K_{zgmax} = 0,01 \text{ d}^{-1}$ (BOGDAN, MCNAUGHT, 1975) für Daphnien und *Bosmina* mit Detritus als Nahrungsquelle.

Analog zur Wachstumsrate des Phytoplanktons wird die Nährstofflimitierung im Modell durch die MONOD-Gleichung beschrieben. Im Unterschied zum Phytoplankton wird in die MONOD-Gleichung ein Schwellenwert für die Nahrungskonzentration eingeführt, unterhalb dessen keine Nahrungsaufnahme stattfindet. Die Existenz eines

solchen Schwellenwertes wurde z.B. von (PARSONS et al., 1967 in: SOMMER, 1994) nachgewiesen. Die MONOD-Gleichung für das Zooplankton lautet:

$$\lambda_{\min} = \frac{C - C_{\min}}{C + P_{\text{Nähr,z}}} \quad (32)$$

mit:

$P_{\text{Nähr,z}}$ Halbsättigungskonstante für die Nahrung [g/m³]

C_{\min} Schwellenwert für die Nahrungskonzentration [g/m³]

Die Verwendung der MONOD-Gleichung stellt eine starke Vereinfachung dar, da die Ingestionsrate außer von der Nahrungsverfügbarkeit von zahlreichen anderen Faktoren abhängig ist. Diese umfassen z.B. Dichte (Anzahl der Tiere pro Wasservolumen), Größe, Geschlecht und physiologischen Zustand des Zooplanktons sowie Art, Qualität und Partikelgröße der Nahrung. Alle diese Einflüsse werden im Modell vereinfacht in Form der Fraßpräferenzen für die einzelnen Nahrungsanteile berücksichtigt. Fraßpräferenz zeigt sich, wenn ein Organismus ein Nahrungselement in einem vom Anteilsverhältnis des Nahrungselementes an der gesamten verfügbaren Nahrung unterschiedlichen Anteil konsumiert. Die Werte der Fraßpräferenzen müssen sich zu eins addieren. Faktoren für Fraßpräferenzen wurden von (BOGDAN, MCNAUGHT, 1975) zusammengestellt.

Im Gegensatz zum Phytoplankton bildet das Zooplankton keine organische Substanz neu, sondern bildet organische Substanz nur um. Die ingestierte Substanz wird auf eine Reihe von Prozessen aufgeteilt.

Ein Teil der ingestierten organischen Substanz wird direkt wieder ausgeschieden (Defäkation). Es wird angenommen, daß die gesamte ausgeschiedene Substanz als Faeces in den Detritus geht. Einige Autoren (OLSEN et al., 1986 in: SCHWOERBEL, 1993) haben gezeigt, daß ein Teil der ausgeschiedenen Substanz (28% für Daphnien) den gelösten organischen Stoffen zuzuordnen ist. Die Aufnahme der nicht ausgeschiedenen Nahrung bezeichnet man als Assimilation; aus ihr müssen sowohl der Energiebedarf für den Stoffwechsel als auch der Stoff- und Energiebedarf für das Wachstum gedeckt werden. Die Ingestionsrate wird daher mit der Assimilationseffizienz, dem Verhältnis von assimilierter zu aufgenommener Nahrung, multipliziert. Die Assimilationseffizienz wird am stärksten durch die Art der vorhandenen Nahrung bestimmt. Für herbivore und detrivore Zooplankter variiert die Assimilationseffizienz stark, da diese Zooplankter Nahrung unterschiedlichen Energiegehaltes und unter-

schiedlicher Verdaulichkeit aufnehmen. Bei den Carnivoren, für die der Nahrungstyp nur wenig schwankt, ist auch die Variation der Assimilationseffizienz gering; sie liegt zwischen $P_{\text{eff}} = 0,80$ und $P_{\text{eff}} = 0,95$ (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995). Die Unterscheidung zwischen herbivorem, detrivorem und carnivorem Zooplankton ist jedoch nicht immer eindeutig, da viele Zooplankter ihre Nahrung allein aufgrund der Partikelgröße selektieren.

In der Möhnetalsperre kommen hauptsächlich Rotatorien und Crustaceen vor, wobei die Crustaceen in den Modellierungszeiträumen dominierten (siehe Abb. 16 und 17). Die Rotatorien gehören zum Mikrozooplankton und ernähren sich hauptsächlich von Nanoplankton; sie sind eher den Herbivoren zuzuordnen. Bei den Crustaceen ist zwischen Cladoceren und Copepoden zu unterscheiden, die dem Mesozooplankton zuzuordnen sind und eine unterschiedliche Nahrungsaufnahme aufweisen. Unter den Cladoceren sind zahlreiche Filtrierer, z.B. die auch in der Möhnetalsperre vorkommenden Daphnien; einige Cladoceren haben jedoch ein selektiveres Ernährungsverhalten wie die ebenfalls in der Möhnetalsperre vorhandene Bosmina. Die Copepoden sind keine Filtrierer sondern ergreifen die Nahrungspartikel selektiv. In der Möhnetalsperre kommen herbivore und carnivore Copepoden vor. Insgesamt ist die Nahrungsaufnahme des in der Möhnetalsperre vorhandenen Zooplanktons eher als herbivor anzusehen. Da auf eine Differenzierung zwischen Zooplanktongruppen verzichtet wird, kann von einer Assimilationseffizienz für herbivores Zooplankton ausgegangen werden. Literaturangaben liegen zwischen $P_{\text{eff}} = 0,10$ und $P_{\text{eff}} = 0,80$ (MONAKOV, 1972).

Exkretion und Respiration sind die metabolischen Verluste, die bewirken, daß die Produktion eigener Körpersubstanz hinter der Assimilation zurückbleibt. Im Modell werden in der Respirationsrate alle physikalischen und chemischen Prozesse zusammengefaßt, bei denen die Organismen organische Substanz oxidieren, um Energie zu produzieren. Die Respirationsrate wird durch Multiplikation mit einem temperaturabhängigen Faktor (siehe Kapitel 4.3.11) aus einer maximalen Respirationsrate berechnet. Literaturwerte für die maximale Respirationsrate liegen zwischen $K_{\text{Zr,max}} = 0,043 \text{ d}^{-1}$ und $K_{\text{Zr,max}} = 0,21 \text{ d}^{-1}$ (WILLIAMS, 1982).

Bei der Mortalität wird zwischen natürlicher Mortalität und Fraß durch Fische oder andere Zooplankter unterschieden. Die Mortalitätsrate wird durch Multiplikation mit einem Faktor für die Temperaturabhängigkeit (siehe Kapitel 4.3.11) aus einer maxi-

malen Mortalitätsrate berechnet. In der Literatur sind Werte für die maximale Mortalitätsrate infolge natürlicher Mortalität angegeben. Sie liegen zwischen $K_{zm,max} = 0,001 \text{ d}^{-1}$ (CLARK, CARTER, 1974) und $K_{zm,max} = 0,027 \text{ d}^{-1}$ (FRANK et al., 1957). Bei den Modellrechnungen muß wahrscheinlich von höheren Werten ausgegangen werden, da in der Möhnetalsperre zahlreiche Fische vorkommen, die einen nicht unerheblichen Fraßdruck auf das Zooplankton ausüben.

4.3.5 Dekompositionsprodukte

4.3.5.1 Gelöste organische Stoffe

Die Zusammensetzung der gelösten organischen Stoffe ist stark variabel und bislang wenig erforscht (SCHWOERBEL, 1993). Aufgrund ihrer unterschiedlichen Dekompositionsraten werden die gelösten organischen Stoffe in zwei Komponenten unterteilt, schnell abbaubare und langsam abbaubare gelöste organische Stoffe. Die einzelnen Prozesse, die die Konzentrationen der gelösten organischen Stoffe beeinflussen, sind in Abb. 27 dargestellt.

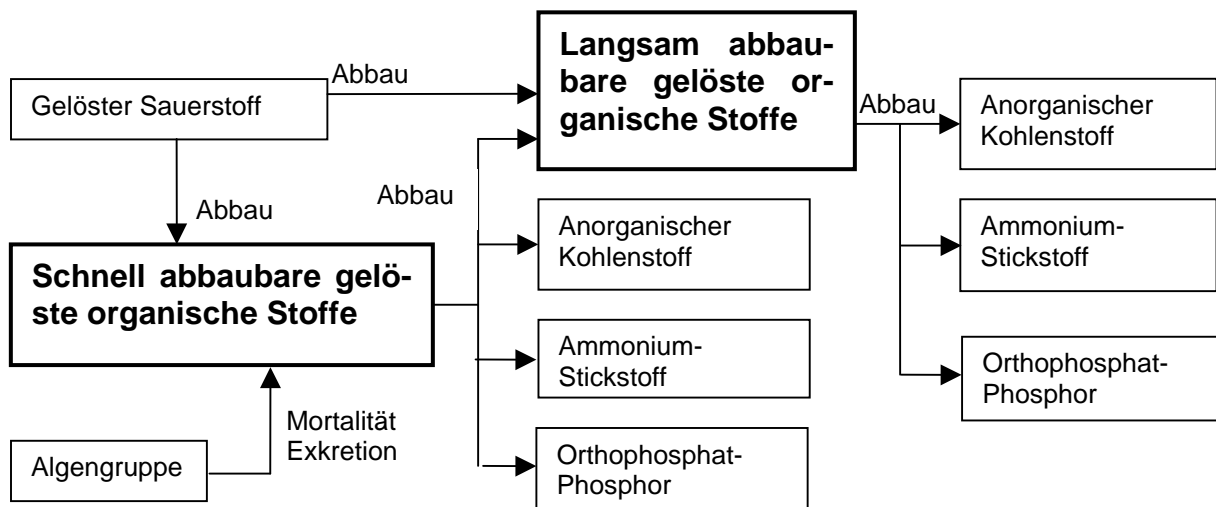


Abb. 27: Ablaufschema der Modellierung der gelösten organischen Stoffe (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)

Die Ratengleichung für die schnell abbaubaren gelösten organischen Stoffe lautet:

$$\frac{\delta C_{LDOM}}{\delta t} = K_{ae1} \cdot C_{a1} + K_{ae2} \cdot C_{a2} + (1 - P_{am1}) \cdot K_{am1} \cdot C_{a1} + (1 - P_{am2}) \cdot K_{am2} \cdot C_{a2} - \gamma_{OM} \cdot K_{LDOM} \cdot C_{LDOM} - K_{lr} \cdot C_{LDOM} \quad (33)$$

mit:

P_{am1}, P_{am2}	Anteil der abgestorbenen Algen, die zu Detritus werden [-]
γ_{OM}	Temperaturmultiplikator für den Abbau organischer Substanz [-]
K_{LDOM}	Abbaurrate für schnell abbaubare gelöste organische Stoffe [1/s]
K_{lr}	Transferrate von schnell abbaubaren in langsam abbaubare gelöste organische Stoffe [1/s]
C_{LDOM}	Konzentration der schnell abbaubaren gelösten organischen Stoffe [g/m ³]

Die Ratengleichung für die langsam abbaubaren gelösten organischen Stoffe lautet:

$$\frac{\delta C_{RDOM}}{\delta t} = K_{lr} \cdot C_{LDOM} - \gamma_{OM} \cdot K_{RDOM} \cdot C_{RDOM} \quad (34)$$

mit:

K_{RDOM}	Abbaurrate für schnell abbaubare gelöste organische Stoffe [1/s]
C_{RDOM}	Konzentration der langsam abbaubaren gelösten organischen Stoffen [g/m ³]

Exkretion und Mortalität der Algen sind in Kapitel 4.3.4 beschrieben; der Detritus wird in 4.3.5.2 behandelt. Angaben über die Temperaturmultiplikatoren enthält Kapitel 4.3.11.

Der Abbau der gelösten organischen Stoffe erfolgt hauptsächlich durch aquatische Bakterien (WRIGHT, 1975). Er kann näherungsweise durch den biochemischen Sauerstoffbedarf, BSB₅, beschrieben werden. Die Abbaurrate beträgt dabei i.d.R. ca. $K_{DOM} = 0,05 \text{ d}^{-1}$ bis $K_{DOM} = 0,20 \text{ d}^{-1}$ (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995). In der Literatur sind weitere stoffabhängige Abbauraten angegeben, die zwischen $K_{DOM} = 0,004 \text{ d}^{-1}$ für Glykolsäure (TANAKA et al., 1974) und $K_{DOM} = 0,625 \text{ d}^{-1}$ für Glutamat (CARNEY, COLWELL, 1976) liegen. Die Transferrate von schnell abbaubaren zu langsam abbaubaren gelösten organischen Stoffen wurde in zahlreichen Modellanwendungen mit $K_{lr} = 0,01 \text{ d}^{-1}$ bis $K_{lr} = 0,1 \text{ d}^{-1}$ angenommen (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995).

4.3.5.2 Partikuläre organische Stoffe

Partikuläres organisches Material wird durch den Detritus repräsentiert. Die einzelnen Prozesse, die die Detrituskonzentration beeinflussen, sind in Abb. 28 dargestellt.

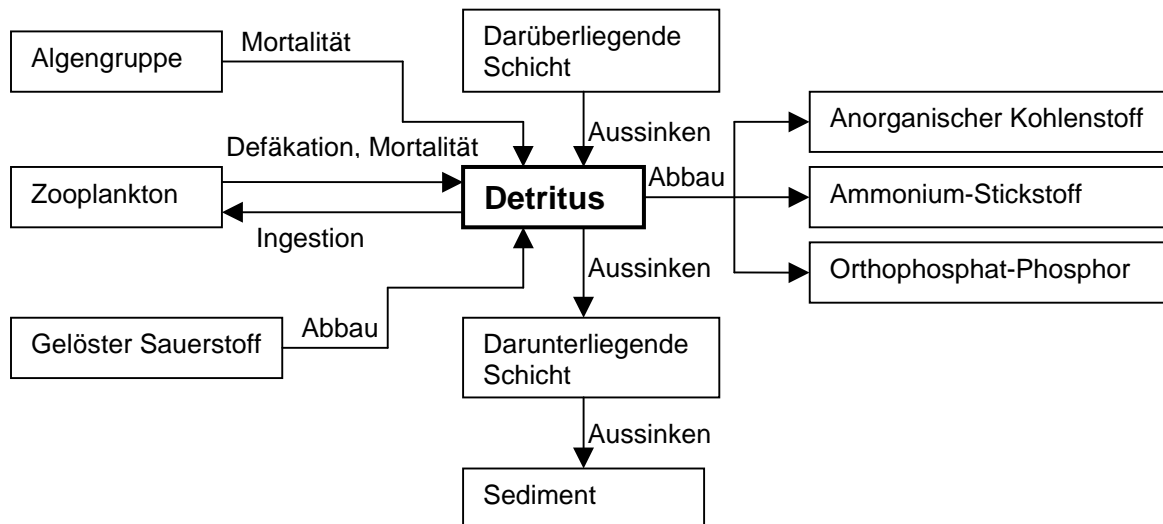


Abb. 28: Ablaufschema der Detritusmodellierung (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)

Die Ratengleichung für den Detritus lautet:

$$\frac{\delta C_{Det}}{\delta t} = P_{am1} \cdot K_{am1} \cdot C_{a1} + P_{am2} \cdot K_{am2} \cdot C_{a2} + (K_{zm} + K_{zg} - P_{eff} \cdot K_{zg}) \cdot C_z - K_{Det} \cdot \gamma_{OM} \cdot C_{Det} + \left(-\frac{\omega_{Det}}{\Delta z_i} + \frac{\omega_{Det}}{\Delta z_{i-1}} \right) \cdot C_{Det} \quad (35)$$

mit:

K_{Det} Abbaurrate des Detritus' [1/s]

C_{Det} Detrituskonzentration [g/m³]

ω_{Det} Aussinkgeschwindigkeit des Detritus' [m/s]

Die Detritusmodellierung impliziert die mikrobielle Dekomposition partikulärer organischer Substanz und die Mineralisation von Nährstoffen. Die Transformation von gelöster organischer Substanz in partikuläre organische Substanz ist der sog. mikrobiellen Nahrungskette zuzuordnen, die den größeren Organismen der klassischen Nahrungskette (hier: Zooplankton) partikuläre Nahrung und gebundene Energie liefert.

Die Aussinkgeschwindigkeit variiert von $\omega_{Det} = 0,001$ m/d bis $\omega_{Det} = 20$ m/d; meistens liegen die Aussinkgeschwindigkeiten jedoch zwischen $\omega_{Det} = 0,05$ m/d und $\omega_{Det} = 1$ m/d (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995).

Der größte Teil der Verluste des Phytoplanktons durch Mortalität geht in den Detritus. Für *Scenedesmus* sp. wurde von (OTSUKI, HANYA, 1972) ein Anteil von $P_{am} = 0,8$ ermittelt.

4.3.6 Nährstoffe

4.3.6.1 Orthophosphat-Phosphor

Phosphor ist einer der wichtigsten Nährstoffe für das Phytoplanktonwachstum und stellt den limitierenden Nährstoff in der Mönchetalssperre dar. Die Erscheinungsformen des Phosphors können wie folgt unterteilt werden (CHAPRA, 1997):

- löslicher reaktiver Phosphor (Orthophosphat-Phosphor),
- partikulärer organischer Phosphor (z.B. lebende Pflanzen, Tiere, Bakterien, organischer Detritus),
- nicht-partikulärer organischer Phosphor (gelöste oder kolloide organische Substanzen, die Phosphor enthalten),
- partikulärer anorganischer Phosphor (Phosphatminerale, adsorbierter Orthophosphat-Phosphor, Phosphatkomplexe mit Feststoffen) und
- nicht-partikulärer anorganischer Phosphor. (kondensierte Phosphate, wie z.B. in Waschmitteln).

Für die Modellierung sind hauptsächlich die für das Algenwachstum verfügbaren Phosphorkomponenten von Interesse. Ein Teil des durch Dunkelatmung und Mortalität des Phytoplanktons sowie durch Respiration des Zooplanktons entstehenden Phosphors ist Orthophosphat-Phosphor und damit direkt wieder als Nährstoff verfügbar; er beträgt nach Untersuchungen von (DI TORO, MATYSTIK, 1980) ca. 50 %. Der übrige Teil, der als nicht-partikulärer organischer Phosphor freigesetzt wird, muß zunächst mineralisiert oder durch Bakterien zersetzt werden, bevor er als Nährstoff zur Verfügung steht. Dieser Teil wird in dem bestehenden Modell in Form der gelösten organischen Stoffe simuliert. Damit wird die zeitliche Verschiebung infolge der Mineralisierungs- und Zersetzungsprozesse berücksichtigt. Da aufgrund der in Kapitel 4.3.4 beschriebenen Schwierigkeiten keine variable Zellstöchiometrie modelliert wird, entfällt der partikuläre organische Phosphor. Der partikuläre anorganische Phosphor wird durch den an Detritus und Spurenelementen adsorbierten Anteil des Orthophosphats repräsentiert.

Die maßgebenden Prozesse, die die Orthophosphat-Phosphor-Konzentration beeinflussen, sind in Abb. 29 dargestellt.

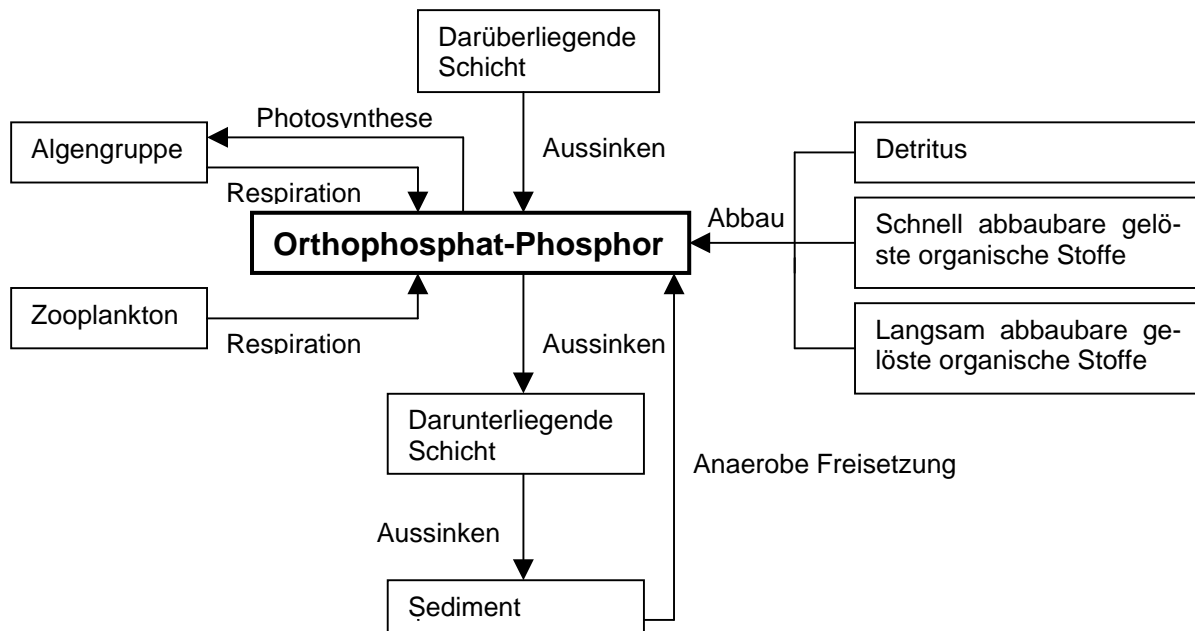


Abb. 29: Ablaufschema der Orthophosphat-Phosphor-Modellierung (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)

Die Ratengleichung für den Orthophosphat-Phosphor lautet:

$$\begin{aligned} \frac{\delta C_{PO_4}}{\delta t} = & (K_{ar1} - K_{ag1}) \cdot \delta_P \cdot C_{a1} + (K_{ar2} - K_{ag2}) \cdot \delta_P \cdot C_{a2} + K_{zr} \cdot \delta_P \cdot C_z \\ & + (K_{LDOM} \cdot C_{LDOM} + K_{RLDOM} \cdot C_{RLDOM} + K_{Det} \cdot C_{Det} + K_S \cdot C_S) \cdot \delta_P \cdot \gamma_{OM} + \\ & + S_{OD} \cdot \gamma_{OM} \cdot A_S + \left(-\frac{1}{\Delta z_i} + \frac{1}{\Delta z_{i-1}} \right) \cdot (\omega_{Det} \cdot C_{Det} + \omega_{Fe} \cdot C_{Fe}) \cdot P_{PO_4} \cdot C_{PO_4} \end{aligned} \quad (36)$$

mit:

C_{PO_4} Orthophosphat-Phosphor-Konzentration [g/m³]

δ_P Stöchiometrischer Koeffizient für Phosphor [-]

S_{od} anaerobe Freisetzungsrates aus dem Sediment [g/m³]

A_s Sedimentoberfläche [m²]

P_{PO_4} Adsorptionskoeffizient [m³/g]

ω_{Fe} Eisenaussinkrate [m/s]

C_{Fe} Eisenkonzentration [g/m³]

Die Terme, die aus Wachstums- bzw. Verlustprozessen von Algen, Detritus und gelösten organischen Stoffen resultieren, sind in den Kapiteln 4.3.4, 4.3.5 und 4.3.5.2 erläutert. Im folgenden wird die Adsorption beschrieben.

Orthophosphat-Phosphor adsorbiert an Partikeln unter aeroben Bedingungen und lagert sich durch Aussinken der Partikel im Sediment ein. In der vorliegenden Arbeit wird die Adsorption an Detritus, Eisen und Mangan simuliert. Der Adsorptionsprozeß wird durch eine Isotherme beschrieben, die das Erreichen eines Gleichgewichtszustandes zwischen adsorbierter und in Lösung befindlicher Stoffmenge definiert. Mathematische Beschreibungen dieses Prozesses stammen z.B. von LANGMUIR, FREUNDLICH und BET (CHAPRA, 1997). Aufgrund der sehr kleinen Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen in der Möhnetalsperre kann die Adsorption durch den linearen Teil der LANGMUIR-Isothermen simuliert werden. Der Anstieg der Geraden ist der Adsorptionskoeffizient.

Die Bestimmung des Adsorptionskoeffizienten mit Hilfe von spezifischen Stoffeigenschaften wurde von verschiedenen Autoren untersucht (z.B. KARRICKHOFF et al., 1979; THOMANN, MUELLER, 1987). Der Adsorptionskoeffizient wird bei den entwickelten Verfahren auf einen Oktanol-Wasser-Teilungskoeffizienten zurückgeführt, der experimentell oder nach (CHIOU, 1977 in: CHAPRA, 1997) empirisch mit Hilfe der Löslichkeit bestimmt werden kann. Nach Untersuchungen von (KU et al., 1978 in: CHAPRA, 1997) liegt der Adsorptionskoeffizient für Orthophosphat-Phosphor zwischen $P_{PO_4} = 1,2 \text{ m}^3/\text{g}$ und $P_{PO_4} = 33,3 \text{ m}^3/\text{g}$.

Sinkt die Sauerstoffkonzentration unter ein definiertes Minimum (siehe Kapitel 4.3.9), beginnt die Rücklösung des Orthophosphat-Phosphors aus dem Sediment. In (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995) ist eine maximale Rücklösungsrate von $0,3 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ angegeben. Andere Autoren ermittelten Werte zwischen $S_{OD} = 0,001 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und $S_{OD} = 0,15 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (SNOW, DI GIANO, 1976).

4.3.6.2 Stickstoff

Stickstoff liegt in Gewässern in folgenden Erscheinungsformen vor:

- organischer Stickstoff,
- Ammonium-Stickstoff,
- Nitrit-Stickstoff und
- Nitrat-Stickstoff.

Stickstoff geht in Form von Ammonium-Stickstoff und der Summe aus Nitrit-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff in die Modellierung ein. Der organische gelöste Stickstoff wird, ebenso wie der organische gelöste Phosphor, durch die gelösten organischen Stoffe erfaßt. Da Nitrit-Stickstoff i.d.R. sehr schnell in Nitrat-Stickstoff umgewandelt wird und deshalb nur in geringen Konzentrationen vorkommt, wird im folgenden für die Summe der beiden Komponenten die Bezeichnung Nitrat-Stickstoff verwendet. Die maßgebenden Prozesse, die die Konzentration der Stickstoffkomponenten beeinflussen, sind in Abb. 30 dargestellt.

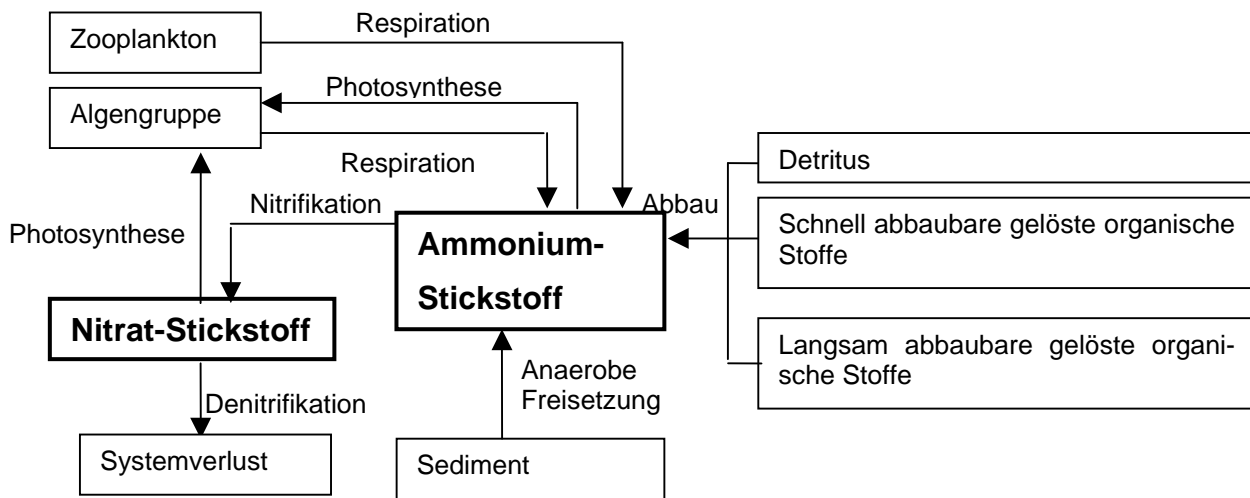


Abb. 30: Ablaufschema der Stickstoffmodellierung (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)

Die Ratengleichung für Ammonium-Stickstoff lautet:

$$\begin{aligned}
 \frac{\delta C_{NH_4}}{\delta t} = & \left(K_{ar1} - K_{ag1} \cdot \frac{C_{NH_4}}{C_{NH_4} + C_{NO_3}} \right) \cdot \delta_N \cdot C_{a1} \\
 & + \left(K_{ar2} - K_{ag2} \cdot \frac{C_{NH_4}}{C_{NH_4} + C_{NO_3}} \right) \cdot \delta_N \cdot C_{a2} \\
 & + (K_{LDOM} \cdot C_{LDOM} + K_{RDOM} \cdot C_{RDOM} + K_{Det} \cdot C_{Det} + K_S \cdot C_S) \cdot \delta_N \cdot \gamma_{OM} \\
 & + K_{Zr} \cdot \delta_N \cdot C_Z + S_{NH_4} \cdot A_S \cdot \gamma_{OM} - K_{NH_4} \cdot \gamma_{NH_4} \cdot C_{NH_4}
 \end{aligned} \quad (37)$$

Die Ratengleichung für Nitrat-Stickstoff lautet:

$$\begin{aligned}
 \frac{\delta C_{NO_3}}{\delta t} = & K_{NH_4} \cdot \gamma_{NH_4} \cdot C_{NH_4} - K_{NO_3} \cdot \gamma_{NO_3} \cdot C_{NO_3} \\
 & - (K_{ag1} \cdot C_{a1} + K_{ag2} \cdot C_{a2}) \cdot \delta_N \cdot \left(1 - \frac{C_{NH_4}}{C_{NH_4} + C_{NO_3}} \right)
 \end{aligned} \quad (38)$$

mit:

C_{NH_4} Ammonium-Stickstoff-Konzentration [g/m^3]

C_{NO_3} Nitrat-Stickstoff-Konzentration [g/m^3]

δ_{N} Stöchiometrischer Koeffizient für Stickstoff [-]

K_{NH_4} Nitrifikationsrate [$1/\text{s}$]

K_{NO_3} Denitrifikationsrate [$1/\text{s}$]

S_{NH_4} anaerobe Freisetzungsrate aus dem Sediment [g/m^3]

Die mit den Algen und der organischen Substanz zusammenhängenden Wachstums- und Verlustprozesse sind in den Kapiteln 4.3.4, 4.3.4.2, 4.3.5 und 4.3.5.2 beschrieben. Die Adsorption der Stickstoffkomponenten spielt eine untergeordnete Rolle und wird vernachlässigt (CHAPRA, 1997).

Die Nitrifikation ist eine bedeutende Komponente des Sauerstoffhaushalts. Für die Modellierung der Nitrifikation existieren zwei verschiedene Ansätze. Der erste Ansatz geht von einer getrennten Analyse der einzelnen Stickstoffkomponenten organischer Stickstoff, Ammonium-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff aus, wobei Nitrat-Stickstoff und Nitrit-Stickstoff oft zusammengefaßt werden. Die Transformationsprozesse von organischem Stickstoff in Ammonium-Stickstoff und Ammonium-Stickstoff in Nitrat-Stickstoff können vereinfacht durch Reaktionen erster Ordnung beschrieben werden (THOMANN, MUELLER, 1987). Der zweite Ansatz summiert den organischen Stickstoff und den Ammonium-Stickstoff auf (entspricht dem KJELDAHL-Stickstoff) und geht davon aus, daß der gesamte KJELDAHL-Stickstoff oxidiert wird. Es wird der biochemische Sauerstoffbedarf des Stickstoffs (NBOD) modelliert. Die Veränderung des NBOD wird mit Hilfe eines semi-empirischen Ansatzes durch eine Oxydationsrate beschrieben (THOMANN, MUELLER, 1987). Voraussetzungen, die bei beiden Ansätzen erfüllt sein müssen, sind das Vorhandensein einer ausreichenden Anzahl an nitrifizierenden Bakterien, ein optimaler pH-Wert von ungefähr 8 und eine Konzentration des gelösten Sauerstoffs größer als die Minimumkonzentration (siehe Kapitel 4.3.9) (THOMANN, MUELLER, 1987; CHAPRA, 1997). In der vorliegenden Arbeit wird eine vereinfachte Variante des ersten Ansatzes verwendet, indem der gelöste organische Stickstoff in die gelösten organischen Stoffe eingeht.

Eine Modifikation des Ausgangsmodells wird bezüglich der Sauerstofflimitierung vorgenommen. Nach Untersuchungen von (BROWN, BARNWELL, 1987) muß die Nitri-

fikationsrate bei Sauerstoffkonzentrationen kleiner als 3 g/m³ reduziert werden. Folgender Reduktionsfaktor wird vorgeschlagen:

$$f_{\text{Nitr}} = 1 - e^{-k_{\text{Nitr}} \cdot C_{\text{O}}} \quad (39)$$

mit:

f_{Nitr} Reduktionsfaktor für die Nitrifikationsrate [-]

k_{Nitr} Inhibitionskoeffizient der Nitrifikation; $k_{\text{Nitr}} = 0,6 \text{ m}^3/\text{g}$

Die maximale (nicht abgeminderte) Nitrifikationsrate beträgt nach Untersuchungen von (BANSAL, 1976) für verschiedene Flüsse $K_{\text{NH}_4, \text{max}} = 0,09 \text{ d}^{-1}$ bis $K_{\text{NH}_4, \text{max}} = 0,95 \text{ d}^{-1}$. Im Grasmerer See wurden von (HALL; 1982) Werte zwischen $K_{\text{NH}_4, \text{max}} = 0,001 \text{ d}^{-1}$ und $K_{\text{NH}_4, \text{max}} = 0,013 \text{ d}^{-1}$ gemessen. Im Vergleich dazu sind in (JØRGENSEN, 1994) Nitrifikationsraten für unbehandeltes Abwasser von $K_{\text{NH}_4, \text{max}} = 0,15 \text{ d}^{-1}$ bis $K_{\text{NH}_4, \text{max}} = 0,20 \text{ d}^{-1}$ und für mechanisch gereinigtes Abwasser von $K_{\text{NH}_4, \text{max}} = 0,1 \text{ d}^{-1}$ bis $K_{\text{NH}_4, \text{max}} = 0,25 \text{ d}^{-1}$ angegeben. Die Nitrifikationsrate für die Möhnetalsperre dürfte daher eher in der Größenordnung der Nitrifikationsrate für den Grasmerer See liegen.

Die Freisetzungsrates aus dem Sediment wird als Anteil am Sauerstoffbedarf des Sediments in das bestehende Modell eingegeben. Sie beträgt bis zu $S_{\text{NH}_4} = 0,4 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995; COLE, BUCHAK, 1995).

Unter anaeroben Bedingungen kommt es zur bakteriellen Reduzierung von Nitrat-Stickstoff, der Denitrifikation. Es entsteht elementarer Stickstoff, der im Stickstoffkreislauf nicht mehr verwertbar ist. Die Denitrifikationsrate liegt nach (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995) bei $K_{\text{NO}_3} = 0,05 \text{ d}^{-1}$.

4.3.6.3 Siliziumdioxid-Silizium

Siliziumdioxid-Silizium oder Kieselsäure ist ein möglicher limitierender Faktor für die Photosynthese der Kieselalgen. Die Ratengleichung lautet:

$$\frac{\delta C_{\text{Si}}}{\delta t} = -K_{\text{ag2}} \cdot \gamma_{\text{Si}} \cdot C_{\text{a2}} \quad (40)$$

mit:

γ_{Si} Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Siliziumdioxid-Silizium und Algen [-]

C_{Si} Siliziumdioxid-Siliziumkonzentration [g/m³]

Der minimale Gehalt von Siliziumdioxid-Silizium in den Algen variiert zwischen 2 bis 15% der Trockenmasse (COETZER et al., 1977).

4.3.7 Spurenelemente

Unter anaeroben Bedingungen kommen in der Möhnetalsperre die Spurenelemente Eisen und Mangan vor. Da zu diesen Zeitpunkten ein nicht vernachlässigbarer Einfluß auf die Orthophosphat-Phosphor-Konzentration zu erwarten ist, werden die Mangan- und Eisenfreisetzung aus dem Sediment sowie ihr Aussinken modelliert. Das Ausgangsmodell wird um einen Manganterm erweitert.

Die Ratengleichung lautet beispielhaft für das Eisen:

$$\frac{\delta C_{Fe}}{\delta t} = S_{Fe} \cdot \gamma_{OM} \cdot A_S - \frac{\omega_{Fe}}{\Delta z_i} \cdot C_{Fe,i} + \frac{\omega_{Fe}}{\Delta z_{i-1}} \cdot C_{Fe,i-1} \quad (41)$$

mit:

S_{Fe} Eisenfreisetzungsrates aus dem Sediment [$\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$]

Die Eisenfreisetzungsrates für Eisen und Mangan aus dem Sediment liegen nach (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995) in der Größenordnung von $S_{Fe} = 0,3 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bzw. zwischen $S_{Mn} = 0,1 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ und $S_{Mn} = 0,5 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Die Aussinkgeschwindigkeiten sind in der gleichen Quelle mit $\omega_{Fe} = 0,05 \text{ d}^{-1}$ (Eisen) bzw. $\omega_{Mn} = 0,2 \text{ d}^{-1}$ (Mangan) angegeben.

4.3.8 Sediment

Die Analyse der Meßdaten hat gezeigt, daß im Hypolimnion der Möhnetalsperre über mehrere Monate anaerobe Verhältnisse herrschen. Es kommt dann zur Freisetzung der Spurenelemente Eisen und Mangan sowie zu erhöhten Konzentrationen des Orthophosphat-Phosphors und des Ammonium-Stickstoffs im Hypolimnion. Die Freisetzung dieser Wasserinhaltsstoffe wird durch einen Prozeß 0. Ordnung (konstante Freisetzungsrates unter anaeroben Bedingungen) in den entsprechenden Ratengleichungen (siehe Kapitel 4.3.6, 4.3.6.2 und 4.3.7) beschrieben.

Das Sedimentkompartiment wird verwendet, um organische Sedimente zu akkumulieren und ihren Zerfall zu simulieren. Die Transportgleichung wird für das Sediment nicht aufgestellt. Die maßgebenden Prozesse, die die Sedimentmasse beeinflussen, sind in Abb. 31 dargestellt.

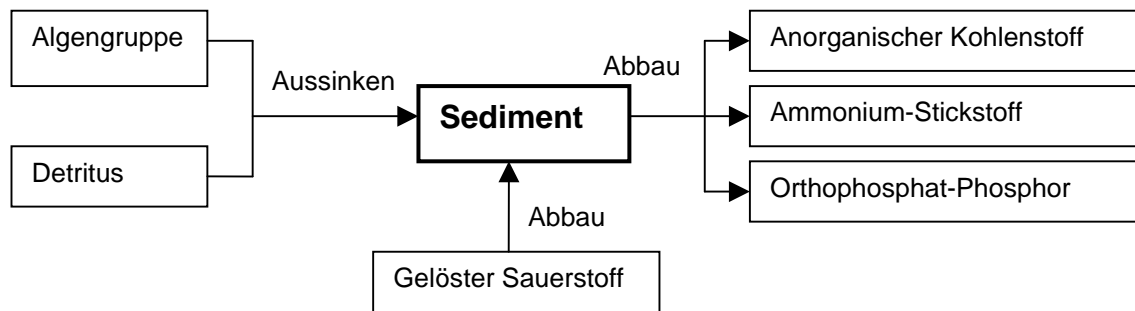


Abb. 31: Ablaufschema der Sedimentmodellierung (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)

Die Kompartimentsgleichung für das Sediment lautet:

$$\frac{dC_S}{dt} = \frac{\omega_{Det}}{\Delta Z} \cdot C_{Det} + \frac{\omega_{a1}}{\Delta Z} \cdot C_{a1} + \frac{\omega_{a2}}{\Delta Z} \cdot C_{a2} - \gamma_{OM} \cdot K_S \cdot C_S \quad (42)$$

Nährstofffreisetzung und Sauerstoffbedarf sind damit abhängig von der Sedimentakkumulierung.

Der Sauerstoffbedarf der Sedimente kann nach (CHAPRA, 1997) näherungsweise dem flächenhaften Sauerstoffbedarf des Hypolimnions gleichgesetzt werden. Dem liegt die Annahme zugrunde, daß die Hauptursache für den Sauerstoffrückgang im Hypolimnion die Zersetzung organischen Materials durch die Bodensedimente ist. Dabei wird nicht zwischen der Zersetzung in der Wassersäule und der Zersetzung im Sediment unterschieden. Weiterhin kann ein Massentransfer durch die Thermokline stattfinden, so daß der Sauerstoffbedarf der Sedimente mit diesem Ansatz tendenziell unterschätzt wird.

Mit den gegebenen Daten für die Möhnetalsperre wird für die Stratifikationsperiode des Jahres 1997 ein flächenhafter Sauerstoffbedarf des Hypolimnions zwischen 1,11 g·m⁻¹·d⁻¹ und 0,27 g·m⁻¹·d⁻¹ ermittelt. In (CHAPRA, 1997) sind für den flächenhaften Sauerstoffbedarf des Hypolimnions Werte in der Größenordnung von 0,06 g·m⁻¹·d⁻¹ bis 2 g·m⁻¹·d⁻¹ angegeben; (JØRGENSEN, 1994) ermittelt Werte zwischen 0,2 g/(m²·d) O₂ und 1 g/(m²·d) O₂ für sandige Sedimente. Der flächenhafte Sauerstoffbedarf des Hypolimnions der Möhnetalsperre liegt damit im Bereich der Literaturwerte. Generell sollte das Produkt aus Sedimentmasse, stöchiometrischem Äquivalent (= 1,4) und Sedimentabbaurate der relativen Sauerstoffverbrauchsrate entsprechen. Damit ist eine Plausibilitätskontrolle der Sedimentabbaurate als temperaturabhängiger Kalibrierungsparameter möglich.

4.3.9 Gelöster Sauerstoff

Sauerstoff ist eines der wichtigsten Elemente in aquatischen Ökosystemen. Er ist eine unabdingbare Voraussetzung für höhere Lebensformen, steuert eine Vielzahl chemischer Reaktionen und dient als Indikator für die generelle Qualität eines aquatischen Systems. Die einzelnen Prozesse, die die Sauerstoffkonzentration beeinflussen, sind in Abb. 32 dargestellt.

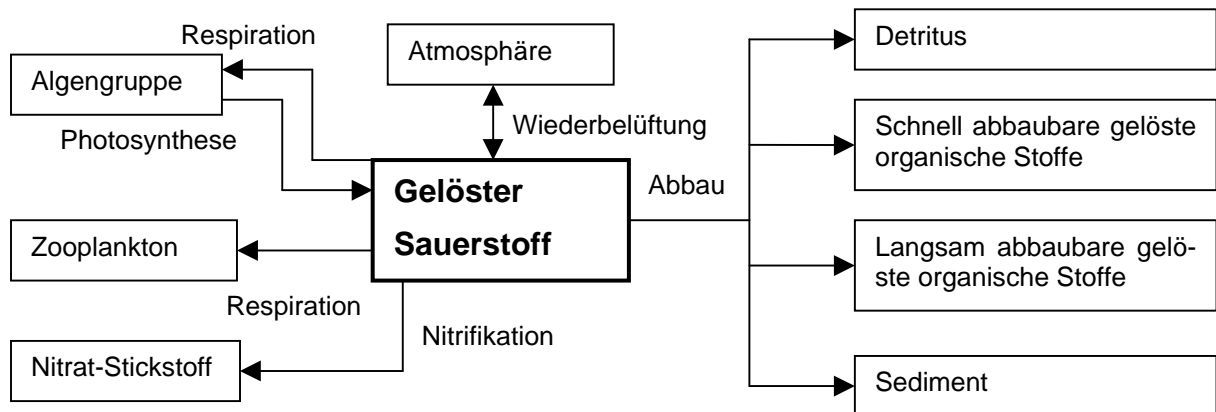


Abb. 32: Ablaufschema der Sauerstoffmodellierung (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)

Die Ratengleichung für den gelösten Sauerstoff lautet:

$$\begin{aligned}
 \frac{\delta C_O}{\delta t} = & (K_{ag1} - K_{ar1}) \cdot \delta_{OM} \cdot C_{a1} + (K_{ag2} - K_{ar2}) \cdot \delta_{OM} \cdot C_{a2} - K_{zr} \cdot \delta_{zr} \cdot C_z - \\
 & - K_{NH_4} \cdot \delta_{NH_4} \cdot \gamma_{NH_4} \cdot C_{NH_4} - \\
 & - (K_{Det} C_{Det} + K_S \cdot C_S + K_{LDOM} \cdot C_{LDOM} + K_{RDOM} \cdot C_{RDOM}) \cdot \delta_{OM} \cdot \gamma_{OM} - \\
 & - S_{OD} \cdot A_S \cdot \gamma_{OM} + A_{kt} \cdot E_o \cdot (C'_O - C_O)
 \end{aligned} \tag{43}$$

mit:

δ_{OM} Stöchiometrisches Äquivalent zwischen Sauerstoff und organischer Substanz [-]

δ_{NH_4} Stöchiometrisches Äquivalent für die Nitrifikation [-]

δ_{ZR} Stöchiometrisches Äquivalent für die Zooplanktonrespiration [-]

A_S Sedimentoberfläche [m²]

A_{kt} Wasseroberfläche [m²]

E_o Grenzflächen austauschkoeffizient für Sauerstoff [m/s]

C'_O Sauerstoffsättigungskonzentration [g/m³]

Die im Zusammenhang mit anderen Wasserinhaltsstoffen bzw. dem Sediment stehenden sauerstoffproduzierenden und sauerstoffzehrenden Prozesse mit ihren Raten wurden bereits in den vorangegangenen Kapiteln beschrieben. Im folgenden wird auf den Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre eingegangen.

In Wasser gelöster Sauerstoff folgt dem HENRY'schen Gesetz. Die Sättigungskonzentration des gelösten Sauerstoffs ist danach direkt proportional zum Partialdruck des gelösten Sauerstoffs im Wasser mit der temperaturabhängigen HENRY'schen Konstanten als Proportionalitätskonstanter. Die Sättigungskonzentration des gelösten Sauerstoffs ist somit abhängig vom Druck, vom Salzgehalt und von der Temperatur.

Im Modell wird zunächst die temperaturabhängige Sättigungskonzentration berechnet und dann entsprechend der Seehöhe korrigiert. Der Salzgehalt spielt in Binnengewässern keine Rolle. Für die Temperaturabhängigkeit existieren zahlreiche empirische Formeln (z.B. MANIAK, 1997; APHA, 1985; MORTIMER, 1981). Die am häufigsten vorkommende und auch in vielen Modellen verwendete Formel ist die Formel nach (APHA, 1985).

$$\ln C'_{O,T} = -139,34411 + \frac{1,575701 \cdot 10^5}{T} - \frac{6,642308 \cdot 10^7}{T^2} + \frac{1,2438 \cdot 10^{10}}{T^3} - \frac{8,621949 \cdot 10^{11}}{T^4} \quad (44)$$

mit:

$C'_{O,T}$ temperaturkorrigierte Sättigungskonzentration des gelösten Sauerstoffs [g/m³]

T Temperatur an der Wasseroberfläche [K]

Der Einfluß der Höhenkorrektur ist aufgrund der Höhenlage der Talsperre gering. Anstelle der in (APHA, 1985) aufgeführten Formel kann daher eine Näherungsformel (MORTIMER, 1981) verwendet werden.

$$C_O = C'_{O,T} \cdot \left(1 - \frac{H}{44,3}\right)^{5,25} \quad (45)$$

mit:

H Seehöhe [km]

Es ergibt sich ein Korrekturfaktor von 0,98. Der gleiche Korrekturfaktor wird auch mit der Näherungsformel von (ZISON et al., 1978) erhalten.

Die berechnete Sauerstoffsättigung zeigt eine gute Übereinstimmung mit der gemessenen Sauerstoffsättigung. Abb. 33 zeigt dies beispielhaft für die Vorbecken und das Modellierungsjahr 1997.

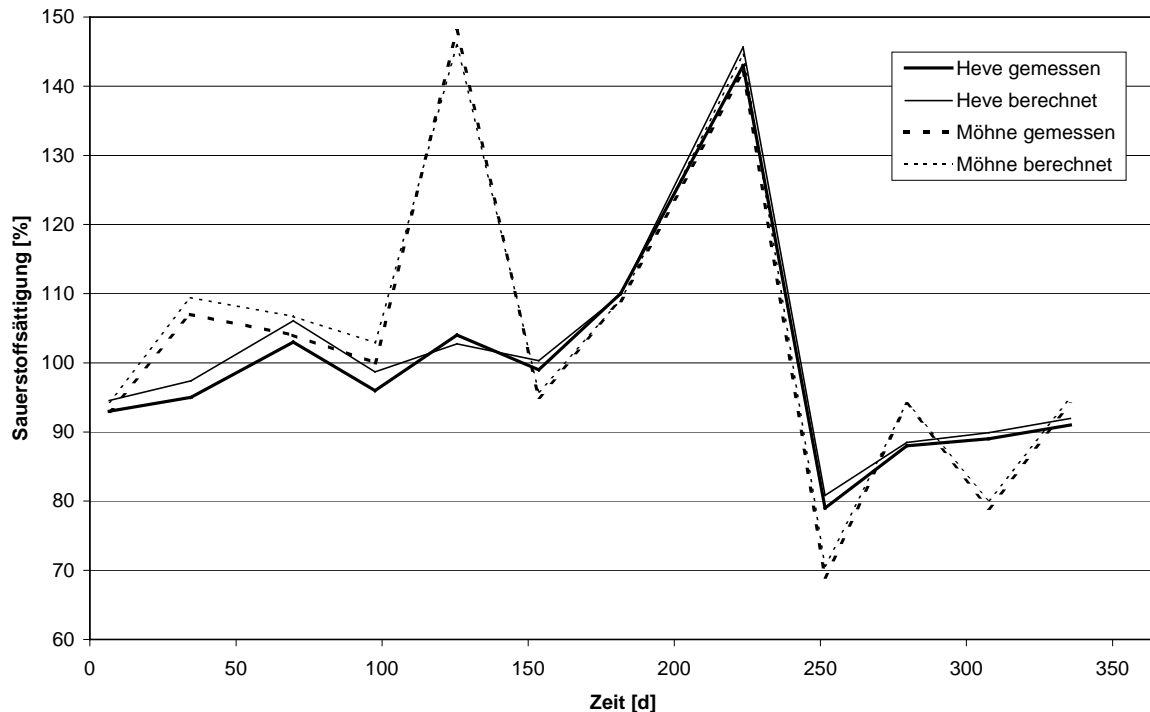


Abb. 33: Gemessene und berechnete Sauerstoffsättigung in den Vorbecken für das Jahr 1997

Der Sauerstoffaustauschkoeffizient ist abhängig von:

- internen Mischungsvorgängen und Turbulenz infolge von Geschwindigkeitsgradienten und -schwankungen,
- der Temperatur,
- Mischungsvorgängen infolge von Wind und
- an der Wasseroberfläche befindlichen Flüssigkeitsfilmen.

In den empirischen Formeln für Seen und Talsperren (z.B. KANWISHER, 1963; BANKS, HERRERA, 1977; BROECKER, 1978) ist die Windgeschwindigkeit die entscheidende Größe, da sie die Mischungsvorgänge steuert. Eine theoretisch abgeleitete Formel, die auch die VAN KARMAN'sche Konstante und die SCHMIDT-Zahl als Kenngrößen für Turbulenz und Mischungsvorgänge berücksichtigt, wurde von (O'CONNOR, 1983 in: CHAPRA, 1997) entwickelt.

In Abb. 34 sind einige der sich aus den Formeln ergebenden Funktionsverläufe dargestellt.

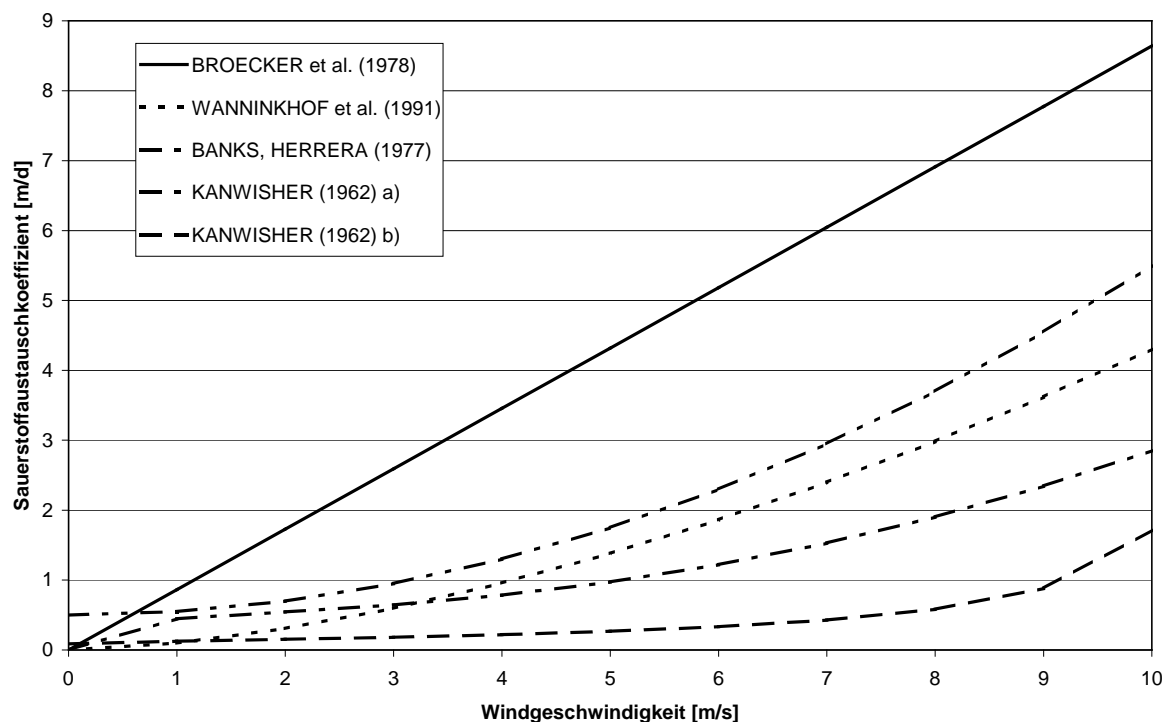


Abb. 34: Vergleich von windabhängigen Wiederbelüftungsformeln

Weitere Formeln sind in (BOWIE, 1985) zusammengestellt. Aus Abb. 34 ist ersichtlich, daß die verschiedenen Formeln zu einer großen Bandbreite von Sauerstoffaustauschkoeffizienten führen. Es ist daher empfehlenswert, die Gültigkeit der Formeln anhand von Messungen zu überprüfen. Dabei können Tracerversuche oder die Auswertung der Periode der vollständigen Durchmischung, die auf einen Zeitraum der Sauerstoffzehrung im Hypolimnion folgt, dienen (CHAPRA, 1997). Für die Möhnetalsperre ist eine ausreichende Datenbasis für die Überprüfung der Formeln nicht vorhanden. Mit dem Modell wird daher die Sensitivität der Sauerstoffkonzentration gegenüber der Anwendung einiger Formeln untersucht. Das bestehende Modell verwendet bislang nur die Formel von (KANWISHER, 1963, a); es wird um die übrigen in Abb. 34 dargestellten Formeln erweitert.

Es können aerobe und anaerobe Prozesse simuliert werden.

4.3.10 Anorganischer Kohlenstoff

Die maßgebenden Prozesse, die die Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs beeinflussen, sind in Abb. 35 dargestellt

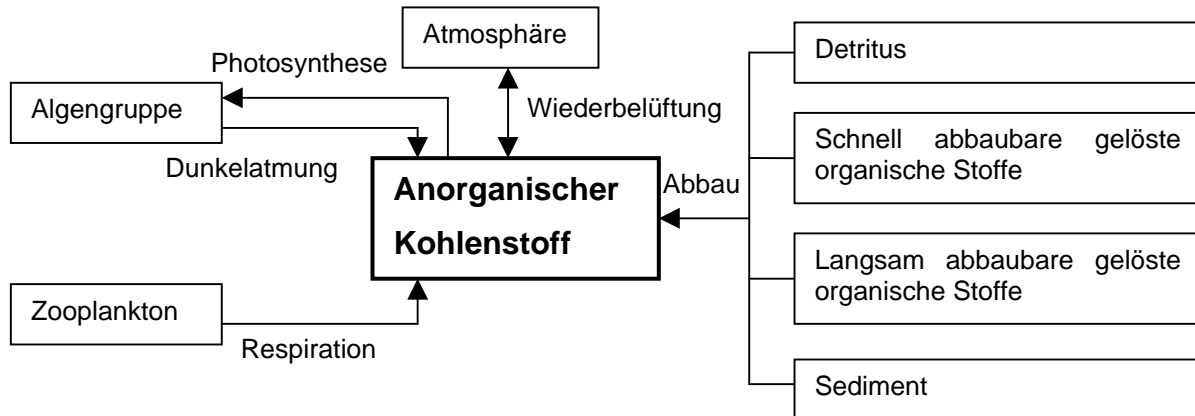


Abb. 35: Ablaufschema der Modellierung des anorganischen Kohlenstoffs (COLE, BUCHAK, 1997, verändert)

Die Ratengleichung für den anorganischen Kohlenstoff lautet:

$$\begin{aligned} \frac{\delta C_{TIC}}{\delta t} = & (K_{ar1} - K_{ar1}) \cdot \delta_C \cdot C_{a1} + (K_{ar2} - K_{ag2}) \cdot \delta_C \cdot C_{a2} + K_{zr} \cdot \delta_C \cdot C_z + \\ & (K_{Det} \cdot C_{Det} + K_{LDOM} \cdot C_{LDOM} + K_{RDOM} \cdot C_{RDOM} + K_S \cdot C_S) \cdot \gamma_{OM} \cdot \delta_C + \\ & S_{OD} \cdot A_S \cdot \gamma_{OM} \cdot \delta_S + A_{kt} \cdot E_C \cdot (C'_{CO_2} - C_{CO_2}) \end{aligned} \quad (46)$$

mit:

δ_C Stöchiometrischer Koeffizient für Kohlenstoff [-]

E_C Grenzflächenaustauschkoeffizient für anorganischen Kohlenstoff [m/s]

C_{CO_2} Kohlendioxidkonzentration [g/m³]

C'_{CO_2} Kohlendioxidsättigungskonzentration [g/m³]

Die Wachstums- und Verlustprozesse wurden bereits in den Kapiteln 4.3.4, 4.3.4.2, 4.3.5, 4.3.5.2 und 4.3.8 beschrieben.

Die Modellierung des Kohlendioxidautausches mit der Atmosphäre erfolgt analog dem Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre (siehe Kapitel 4.3.9). Die Kohlendioxidsättigungskonzentration wird temperaturabhängig berechnet (EDMOND, GIESKES, 1970 in: CHAPRA, 1997):

$$C'_{CO_2} = -\frac{2385,73}{T_a} - 0,0152642 \cdot T_a + 14,0184 \quad (47)$$

Zur Berechnung des Grenzflächenaustauschkoeffizienten für anorganischen Kohlenstoff existieren, ebenso wie dies beim Grenzflächenaustauschkoeffizienten für Sauerstoff der Fall war, eine Vielzahl empirischer Formeln. Um die Anzahl der Variationen nicht noch mehr zu erhöhen, wird der Grenzflächenaustauschkoeffizient für anorganischen Kohlenstoff im erweiterten Modell aus dem Grenzflächenaustauschkoeffizienten des Sauerstoffs berechnet (MILLS et al., 1982 in: CHAPRA, 1997):

$$E_C = \left(\frac{32}{M} \right)^{0,25} \cdot E_O \quad (48)$$

mit:

M molare Masse des Kohlendioxids, $M = 44$

4.3.11 Temperaturkorrektur der Raten

Die folgenden in den vorangegangenen Kapiteln beschriebenen Raten sind temperaturabhängig:

- Wachstumsrate des Phytoplanktons
- Exkretionsrate des Phytoplanktons,
- Mortalitätsrate des Phytoplanktons,
- Wachstumsrate des Zooplanktons,
- Respirationsrate des Zooplanktons,
- Abbauraten der gelösten und partikulären organischen Stoffe sowie des Sediments,
- Nitrifikationsrate,
- Denitrifikationsrate.

Die Raten werden mit Hilfe einer Temperaturfunktion modifiziert, die für die einzelnen chemischen und biologischen Reaktionen eine unterschiedliche Form aufweist. Modelltechnisch ist es günstig, eine Funktion zu wählen, die anhand der Parameterwahl an die einzelnen Raten angepaßt werden kann.

Eine der ersten Modifikationsfunktionen für die Raten ist die VAN'T HOFF-Gleichung oder Q_{10} -Gleichung. Sie geht von einem konstanten Faktor Q_{10} aus, um den die Reaktionsgeschwindigkeit bei einer Temperaturerhöhung um 10 °C zunimmt. Typische

Werte sind $Q_{10} = 1,89$ für das Phytoplanktonwachstum und $Q_{10} = 2,16$ für den Sauerstoffbedarf des Sediments (CHAPRA, 1997).

Die am häufigsten angewendete Modifikationsfunktion ist die ARRHENIUS-Gleichung. Sie lautet:

$$K(T_a) = A \cdot e^{\frac{-E}{R_0 \cdot T_a}} \quad (49)$$

mit:

A ARRHENIUS-Konstante [-]

$K(T_a)$ Rate bei der Temperatur T_a [1/s]

T_a absolute Temperatur [K]

R_0 Gaskonstante, $R = 8,314$ J/mol/K

E Aktivierungsenergie [J/mol]

Die ARRHENIUS-Gleichung beschreibt die Temperaturabhängigkeit der Reaktionsintensität bei fest vorgegebener Aktivierungsenergie A. Enzymatisch katalysierte Reaktionen dagegen folgen der Temperaturabhängigkeit der Enzyme, die durch eine Optimumkurve beschrieben wird. Enzyme sind bei zu niedrigen Temperaturen deaktiviert und werden bei zu hohen Temperaturen irreversibel denaturiert. Die Form der meisten Optimumkurven weist einen näherungsweise exponentiellen Anstieg und einen raschen Abfall oberhalb der Optimumtemperatur auf. Sie wird durch charakteristische Temperaturen beschrieben: die Minimaltemperatur T_1 , unterhalb derer keine Reaktion erfolgt, die Optimumtemperatur T_{opt} bzw. T_2 und T_3 mit einem Ratenmultiplikator von 1 sowie die Maximaltemperatur T_4 , oberhalb derer keine Reaktion stattfindet.

K_1 , K_2 , K_3 und K_4 sind die zugehörigen Ratenmultiplikatoren. Optimumfunktionen wurden von einer Reihe von Autoren beschrieben (z.B. JØRGENSEN, 1994; SCHOOMBIE et al., 1993; SCAVIA, PARK, 1979; THORNTON, LESSEM, 1978) und sind in Abb. 36 dargestellt. Zu beachten ist, daß nicht alle Funktionen den gesamten Parametersatz enthalten; die Ratenmultiplikatoren K_1 , K_2 , K_3 und K_4 werden z.B. nur von (THORNTON, LESSEM, 1978) verwendet.

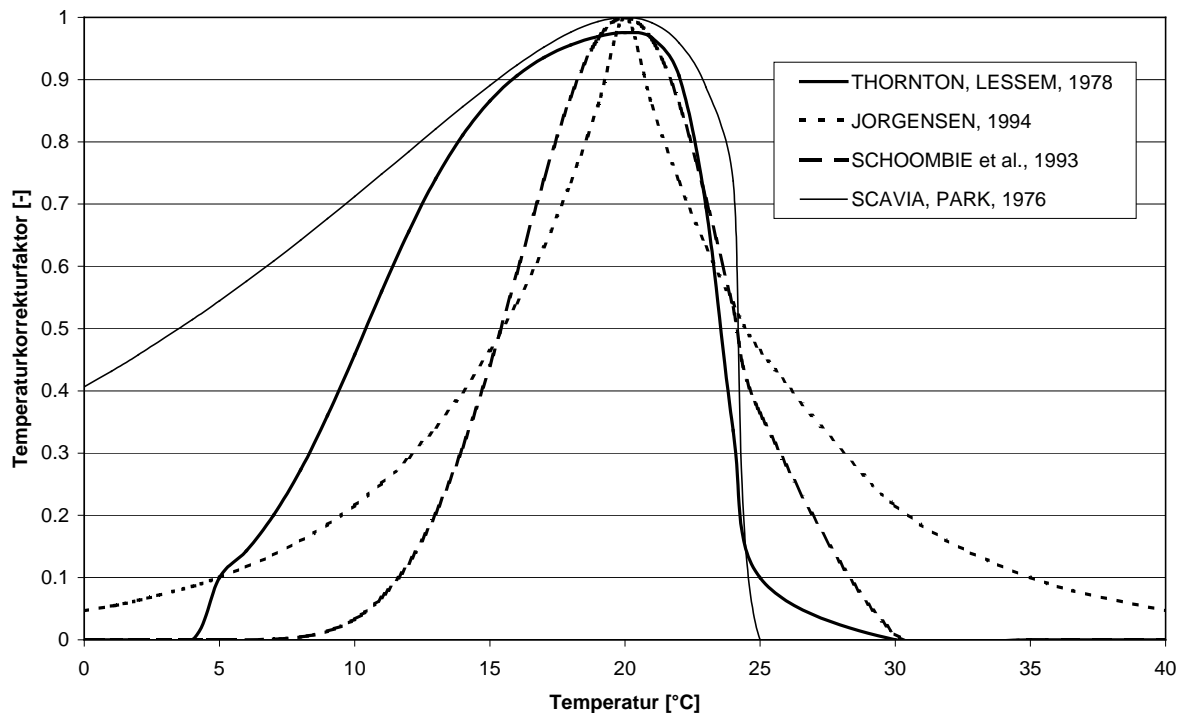


Abb. 36: Vergleich verschiedener Temperaturkorrekturfunktionen mit $T_1 = 5^\circ\text{C}$; $T_2 = T_{\text{opt}} = 20^\circ\text{C}$; $T_3 = 21^\circ\text{C}$; $T_4 = 25^\circ\text{C}$ und $K_1 = K_4 = 0,1$; $K_2 = K_3 = 0,98$

Die Funktion von (JØRGENSEN, 1994) ist eine symmetrische Funktion mit scharfem Maximum bei der Optimumtemperatur. Die von (SCHOOMBIE et al., 1993) und von (SHUGART et al., 1974 in: SCAVIA, PARK, 1976) entwickelten Ansätze gehen auf eine modifizierte STEELE-Funktion zurück. Die größte Variabilität weist die Modifikationsfunktion nach (THORNTON, LESSEM, 1978) auf. Sie ermöglicht sowohl die Vorgabe eines optimalen Bereiches als auch eine variable Steilheit des ansteigenden und des abfallenden Astes. Da in dieser Arbeit eine Vielzahl von Prozessen temperaturabhängig beschrieben werden soll, bietet sich die Verwendung dieser Funktion an.

Die Temperaturabhängigkeit der Algenwachstumsrate wird durch alle vier Temperaturen und zugehörigen Raten repräsentiert. Die Temperaturkoeffizienten für das Algenwachstum sind von der Akklimatisierungstemperatur und der Zeitdauer, in denen die Algen dieser Temperatur ausgesetzt sind, abhängig. Algen in einer Talsperre mit geringerer Jahresmitteltemperatur haben aufgrund der Anpassung an das klimatische Regime eine niedrigere optimale Temperatur als Algen in einer Talsperre mit höherer Jahresmitteltemperatur. Die oberen und unteren Grenztemperaturen werden ebenfalls durch die Akklimatisierung beeinflusst und unterscheiden sich für verschie-

dene Algengruppen. Die Schwankungsbreiten der Literaturwerte für die Temperaturen sind entsprechend groß.

Die gleichen Temperaturen und dazugehörigen Raten werden auch für die Temperaturabhängigkeit der Dunkelatmungsrate verwendet. Hier wird jedoch eine bessere Anpassung an den beobachteten Verlauf der Temperaturabhängigkeit erreicht, wenn der Ratenmultiplikator aus dem ansteigenden Ast der Modifikationsfunktion berechnet wird, da die tatsächlichen Verluste in der Nähe der oberen Grenztemperatur viel größer sind als sie es bei Verwendung der gesamten Funktion wären. Dies gilt auch für die übrigen Verlustprozesse (THORNTON, LESSEM, 1978) mit Ausnahme der Mortalitätsrate der Algen. Die verwendeten Ratenmultiplikatoren sind für alle Prozesse gleich und entsprechen den in Abb. 36 dargestellten Ratenmultiplikatoren. Einige Grenztemperaturen sind in Tab. 6 zusammengestellt.

Rate	T ₁ [°C]	T ₂ [°C]	T ₃ [°C]	T ₄ [°C]	Quelle
Wachstum, Exkretion und Mortalität der Grünalgen		25	29		HUTCHINSON, 1957
	4	20	25		TALLING, 1955
	1	28	38	40	CLENDENNING et al., 1956
	7	38	40	42	SOROKIN, KRAUSS, 1962
	8	31	33	36	EPPLEY, SLOAN, 1966
		19	20	21	RHEE, GOTHAM, 1981
Wachstum, Exkretion und Mortalität der Kieselalgen		25	25		RHEE, GOTHAM, 1981
	5	23	26	30	PAASCHE, 1968
	0	20	21	31	LI, MORRIS, 1982
	4	13	14	16	JITTS et al., 1964
Wachstum und Exkretion des Zooplanktons	5	20	24	33	LEIDY, PLOSKEY, 1980
		20	24		GREEN, 1974; BURNS, 1969; GELLER, 1975 u.a.
		24	27		GOPHEN, 1976
		16	18		NAUWERCK, 1959
Abbau organischer Substanz	0	25-37			TISON, POPE, 1980
	0	25			TISON et al., 1980
	0	20-30			BOTT, 1975
		25-30			BOYLEN, BROCK, 1973
Denitrifikation	0	25			U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995
Nitrifikation	5	30			KNOWLES et al., 1965
	5	25			WILD et al., 1971
	2	20			BORCHARDT, 1966

Tab. 6: Grenztemperaturen für die Raten (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995), T₁ = Minimaltemperatur, T₂, T₃ = Optimumtemperaturen, T₄ = Maximaltemperatur

Von (LEIDY, PLOSKEY, 1980 in: U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995) wurden die Grenztemperaturen für verschiedene Akklimatisierungstemperaturen im Labor bestimmt. In der Tabelle sind die Grenztemperaturen nach (LEIDY, PLOSKEY, 1980 in: U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995) für eine Akklimatisierungstemperatur von 20°C enthalten.

Die Analyse der gemessenen Biomassen zeigt, daß das Frühjahrsmaximum in beiden Modellierungsjahren bereits bei relativ niedrigen Temperaturen auftritt. Die Höhe des Frühjahrsmaximums übersteigt alle weiteren gemessenen Biomassen. Dies bedeutet, daß die Optimumtemperatur für das Algenwachstum in der Möhnetalsperre relativ niedrig sein dürfte. Zooplankton hingegen tritt erst ab Mai (1995) bzw. April (1997) auf, so daß hier von höheren Optimumtemperaturen ausgegangen werden sollte.

Da die Mortalität der Algen hauptsächlich durch das Grazing des Zooplanktons verursacht wird, tritt natürliche Mortalität im erweiterten Modell nur oberhalb der Grenztemperatur T_4 auf. Sie wird nach (U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS, 1995) mit der folgenden Formel berechnet:

$$K_m = K_{m,\max} \cdot e^{T-T_4} \quad (50)$$

4.4 Fernerkundungsdaten

4.4.1 Beschreibung des gewählten Sensors

Der Satellit Landsat-5 umfliegt die Erde auf einer sonnensynchronen Umlaufbahn in 705 km Höhe. Die Überfliegszeit der Möhnetalsperre ist im Jahr 1997 um 09:29 Uhr. Während einer Erdumkreisung (98,9 min) wird ein Ausschnitt der Erdoberfläche von 185 km Breite aufgenommen. Die gesamte Erdoberfläche wird damit in 16 Tagen abgetastet. Das Aufnahmesystem des Landsat-5 ist der optomechanisch arbeitende Scanner Thematic Mapper (TM). Die räumliche Auflösung beträgt 30 x 30 m bzw. 120 x 120 m (Wärmestrahlung). Die spektrale Auflösung ist in der folgenden Tab. 7 dargestellt:

Kanal	Wellenlänge [μm]	Anwendungsgebiet
1	0,45 - 0,52 (blau)	Gewässeruntersuchungen Differenzierung der Bodenvegetation Unterscheidung von Laub- und Nadelwald
2	0,52 - 0,60 (grün)	Gewässeruntersuchungen Grün-Reflexion der Vegetation
3	0,63 - 0,69 (rot)	Gewässeruntersuchungen Chlorophyllabsorption
4	0,76 - 0,90 (nahes Infrarot)	Biomasseuntersuchungen
5	1,55 - 1,70 (mittleres Infrarot)	Unterscheidung zwischen Land und Wasser Vegetations- und Bodenfeuchte Atmosphärenkorrektur über Wasserflächen
6	10,4 - 12,5 (thermales Infrarot)	Oberflächentemperatur Bodenfeuchte Hitzestreßuntersuchungen von Pflanzen
7	2,08 - 2,35 (mittleres Infrarot)	Geologische Untersuchungen

Tab. 7: Spektralbereiche des Sensors Landsat TM (SCHNEIDER, 1996)

Da der Landsat TM für die Überwachung von Landflächen konzipiert wurde, ist die radiometrische Auflösung nicht für Gewässer, die in der Regel nur wenig Strahlung reflektieren, optimiert. Zur Bestimmung der Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe steht daher nur ein sehr begrenzter Bereich von Grauwerten zur Verfügung (SCHNEIDER, 1996).

4.4.2 Bildaufbereitung

Durch die Aufnahmetechnik mit mehreren Sensoren entstehen auf den Satellitenbildern Streifen sowie Digitalisierungsrauschen. Das für diese Arbeit gewählte Untersuchungsgebiet ist jedoch sehr klein; ein Fourierrauschen oder durchgehende Streifen sind mit Ausnahme des Kanals 6 nicht zu erkennen. Die Streifen im Kanal 6 können durch einfaches Aufaddieren der entsprechenden Grauwerte von Hand entfernt werden.

Um die Auswertung zu vereinfachen, wurden die Bilder maskiert. Im nahen Infrarotbereich (Kanal 5 und Kanal 7) absorbiert Wasser die einfallende Strahlung fast vollständig. Diese Kanäle können daher zur Unterscheidung von Land- und Wasserflächen verwendet werden (siehe Tab. 7). Die Maskierung wurde mit Hilfe des Programms MATLAB durchgeführt. Alle Pixel, die einen nutzerbestimmten Wert übersteigen, werden als Landpixel identifiziert. Eine weitere Maskierung erfolgte, um den

Pixeln im Satellitenbild die Modellsegmente zuzuordnen. Die Mittelung der Reflektanzen erfolgt dann für diese Segmente.

4.4.3 Kalibrierung und Korrektur des Einflusses der Atmosphäre

Um die vom Satelliten gemessene Strahlung mit Bodenmessungen vergleichen zu können, ist eine Umwandlung der Grauwerte des Satellitenbildes in physikalische Einheiten und eine Korrektur des Einflusses der Atmosphäre erforderlich.

Etwa 80% der von dem Photometer des Satelliten gemessenen Strahlung resultiert aus der Streuung des Sonnenlichts durch Luftmoleküle und Partikel in der Atmosphäre (z.B. Staub, Wassertropfen) (siehe Abb. 1). Aufgrund der geringen räumlichen Strukturierung und den im Vergleich zu Landschaften geringen spektralen Unterschieden kommt der Eliminierung des Atmosphäreneinflusses für Wasserflächen eine besondere Bedeutung zu. Um die objektspezifische Spektralcharakteristik abzuleiten und daraus die Wasserinhaltsstoffe zu bestimmen, muß die Erfassung des Atmosphärenterms mit großer Genauigkeit erfolgen (ZIMMERMANN, 1991).

Im sichtbaren Teil des Lichtspektrums können drei atmosphärische Effekte unterschieden werden:

- Streuung an Luftmolekülen (Rayleigh-Streuung),
- Absorption durch Wasserdampf, Ozon und andere Gase sowie
- Absorption und Streuung durch Schwebstoffe (Aerosole).

Die Molekülstreuung kann aus der Molekülzahl und der Phasenfunktion der Streuung berechnet werden. Die Molekülzahl ist aus dem Luftdruck bestimmbar, und die Phasenfunktion der Streuung ist bekannt. Ebenso existieren Verfahren zur Eliminierung der Gasabsorption (SCHNEIDER, 1996; DURAND, 1999). Die Aerosolstreuung ist dagegen aufgrund der großen räumlichen und zeitlichen Variabilität des Aerosolgehaltes und der Partikelgröße schwieriger.

Die am Sensor gemessene Wärmestrahlung setzt sich aus folgenden Komponenten zusammen:

- von der Wasseroberfläche emittierte Wärmestrahlung,
- reflektierte atmosphärische Gegenstrahlung und
- Wärmestrahlung aus der Atmosphäre.

Die vom Sensor empfangene Wärmestrahlung ist daher i.d.R. kleiner als die von der Wasseroberfläche emittierte Wärmestrahlung. Die horizontale Temperaturdynamik im Bild reduziert sich infolge des Atmosphäreneinflusses.

Die Verfahren zur Korrektur des Einflusses der Atmosphäre lassen sich grob in drei Gruppen unterteilen:

- sensorenbasierte Algorithmen,
- Strahlungstransferberechnungen und
- inverse Modellierung.

Sensorenbasierte Algorithmen verwenden den nahen Infrarotbereich des Sensors, um Aerosolkonzentrationen zu bestimmen (z.B. CZCS, SeaWiFS, MOS) und nutzen dabei die Eigenschaft des Wassers, Strahlung im nahen Infrarot fast vollständig zu absorbieren. Die in diesem Spektralbereich vom Satelliten gemessene Strahlung entstammt der Atmosphäre. Die Wellenlängenabhängigkeit der Aerosolstrahlung ist gut bekannt; aus der kalibrierten Strahldichte im nahen Infrarot kann daher auf die Aerosolstrahlung in den übrigen Kanälen geschlossen werden. Fehler in der Kalibrierung des nahen Infrarotkanals wirken sich bei diesem Verfahren stark auf die Aerosolstreuung in den übrigen Kanälen aus (SCHNEIDER, 1996).

Der im Rahmen dieser Arbeit verwendete Landsat TM verfügt nicht über eine funktionsfähige Kalibriereinrichtung, die eine genaue Sensorkalibrierung im Orbit ermöglicht. Die Grauwerte werden daher mit feststehenden Kalibrierwerten in Strahldichten umgerechnet. Als Kalibrierwerte kommen entweder die vor dem Start gemessenen Preflight-Kalibrierwerte oder die während der Satellitenmission berechneten Inflight-Kalibrierwerte in Betracht. Inflight-Kalibrierwerte liefern bessere Ergebnisse, da die Sensoren i.d.R. nach dem Start schnell altern und sich damit auch die Kalibrierwerte ändern. Es werden die in (SLATER et al., 1987) veröffentlichten Inflight-Kalibrierwerten verwendet (SCHNEIDER, 1996).

Für den Thermalkanal wurde die Kalibriervorschrift von (CLARK, 1986 in: SCHNEIDER, 1996) verwendet.

Aufgrund der Unsicherheiten bei der Verwendung feststehender Kalibrierwerte für Landsat TM können sensorbasierte Verfahren zur Korrektur des Einflusses der Atmosphäre im Rahmen dieser Arbeit nicht angewendet werden. Darüber hinaus wirkt sich der Überstrahlungseffekt der Landflächen auf die Wasserflächen insbesondere

im nahen Infrarotbereich stark aus. Vegetation reflektiert in diesem Bereich 40 % bis 60 % der einfallenden Strahlung; Wasser hingegen absorbiert die Strahlung vollständig. Der Überstrahlungseffekt bewirkt, daß die am Sensor gemessene Strahldichte nicht mehr vollständig aus der Atmosphäre stammt, sondern auch Anteile der Reflexion der Vegetation in der Pixelumgebung enthält. Insbesondere in den ufernahen Bereichen führt dies zu einer fehlerhaften Atmosphärenkorrektur (TANRE et al., 1987; SCHNEIDER et al., 1988; SCHNEIDER, 1996). Dieses Verfahren wird daher vor allem für Ozeane angewendet (z.B. TASSAN, 1980; STURM, 1981; GORDON, CLARK, 1980).

Verfahren, die auf Strahlungstransferberechnungen beruhen, wurden u.a. von (VERDIN, 1985; FRASER et. al., 1992) entwickelt. Am häufigsten findet das von (KNEIZYS et. al., 1989) aufgestellte Programm LOWTRAN 7 Anwendung (z.B. FIFE, 1997). Der Vorteil dieses Programms ist die große Flexibilität in Bezug auf die Eingangsdaten; es können sowohl vollständige Atmosphärenprofile als auch allgemein verfügbare meteorologische Daten verwendet werden.

Als Grundlage für den semi-empirischen Ansatz sollen Reflektanzen verwendet werden. Daher ist ein Ziel der radiometrischen Kalibrierung neben der Atmosphärenkorrektur auch die Umrechnung der vom Sensor gemessenen Strahldichten in Reflektanzen. Für die kurzwelligen Kanäle wird das Programm PULREF (Procedure to Use Lowtran for Reflectance Calibration) von (BACH, 1995) verwendet, welches die folgenden Verfahrensschritte beinhaltet:

- Modellierung der Strahlungstransferprozesse in der Atmosphäre mit LOWTRAN-7 unter Berücksichtigung der aktuellen Atmosphärensituation,
- Korrektur des Überstrahlungseffektes und
- Berücksichtigung der spezifischen Sensorempfindlichkeitskurven für Landsat TM.

Das Verfahren wurde anhand einer Vielzahl von Bodenmessungen über verschiedenen Beständen validiert. Es ist für Land- und Wasserflächen einsetzbar (SCHNEIDER, 1996). Eine detaillierte Beschreibung enthält (BACH, 1995).

LOWTRAN berechnet für eine gegebene Atmosphärensituation und Strahlungsgeometrie die Strahlungsgeometrie der Strahldichte am Sensor mit einer spektralen Auflösung von 2nm. Weiterhin wird die Albedo der Land- bzw. Wasserfläche vorge-

geben. Bei der Verwendung von Fernerkundungsdaten zur Bestimmung von Wassereinhaltsstoffen tritt jedoch die umgekehrte Fragestellung auf: Die Strahldichte am Sensor ist bekannt; die Albedo soll berechnet werden. Somit ist eine Modellinvertierung notwendig, die mit PULREF durchgeführt wird. Eingabedaten für PULREF sind zum einen die kalibrierten Strahldichten und zum anderen die Kenndaten der Atmosphäre sowie der Aufnahme. Folgende Kenndaten der Aufnahme sind einzugeben:

- Sensorhöhe,
- Aufnahmezeitpunkt,
- Geographische Koordinaten des Untersuchungsgebietes,
- Sichtweite und
- geographische Region zur Festlegung des Standardatmosphärenprofils.

Der aktuelle Atmosphärenzustand wird mit Hilfe von Radiosondendaten, die zweimal täglich in Essen gemessen werden, definiert. Die Modellierung des Strahlungstransfers erfolgt für die Albedowerte 0%, 10%, 30% und 60%, die sich aus einer Optimierung des Verfahrens mit dem Ziel eines möglichst kleinen Fehlers bei minimalem Rechenaufwand ergeben haben. Damit wird eine Genauigkeit von 0,5 % bei der Invertierung des Strahlungstransfermodells erreicht (BACH, 1995). Aus der am Sensor gemessenen Strahlung und der Simulation der genannten Strahlungskomponenten für die vier Albedowerte kann durch Interpolation für jedes Pixel die Albedo berechnet werden (SCHNEIDER, 1996). Auf die Strahlungstransferberechnung mit LOWTRAN soll hier nicht weiter eingegangen werden; eine detaillierte Beschreibung findet sich in der Literatur (KNEIZYS et al. 1988, 1996).

LOWTRAN berechnet neben der Gesamtstrahlung am Sensor auch die atmosphärische Streustrahlung und die reflektierte Strahlung von der Wasseroberfläche. Diese Strahlungskomponenten sind u.a. für die Überstrahlungskorrektur von Bedeutung (SCHNEIDER, 1996).

Die atmosphärische Streustrahlung beinhaltet die gesamte Streustrahlung, also auch die Streustrahlung aus der Umgebung des Pixels. Sie ist abhängig von der Albedo und nimmt mit zunehmender Albedo zu. Grundlage der Überstrahlungskorrektur ist die Kenntnis der mittleren Albedo der Pixelumgebung. Nahe am gerade aufgenommene Pixel liegende Bildelemente haben einen größeren Einfluß auf die Überstrahlung als weiter entfernt liegende Bildelemente, so daß die Gesamtalbedo als abstandsgewichtetes Flächenmittel berechnet wird. Im Fall des Landsat TM entstehen

50 % der Gesamtüberstrahlung innerhalb einer Umgebung von 1 km² (BACH, 1995; SCHNEIDER, 1996).

Die Gesamtstreustrahlung ergibt sich als Summe aus atmosphärischer Streustrahlung und Streustrahlung aus der Pixelumgebung. Subtrahiert man die Gesamtstreustrahlung von der am Sensor kalibrierten Strahldichte für ein Pixel, so erhält man die korrigierten Strahldichte, die nur noch die von dem betreffenden Pixel ausgehende Strahlung enthält. Diese kann anhand der vorgegebenen Albedowerte in eine Reflektanz umgerechnet werden (BACH, 1995; SCHNEIDER, 1996). Um die Strahldichten am Satellitensensor zu erhalten, müssen die mit LOWTRAN berechneten Strahldichten mit der spektralen Empfindlichkeitskurve des Landsat TM gewichtet werden (siehe Abb. 37).

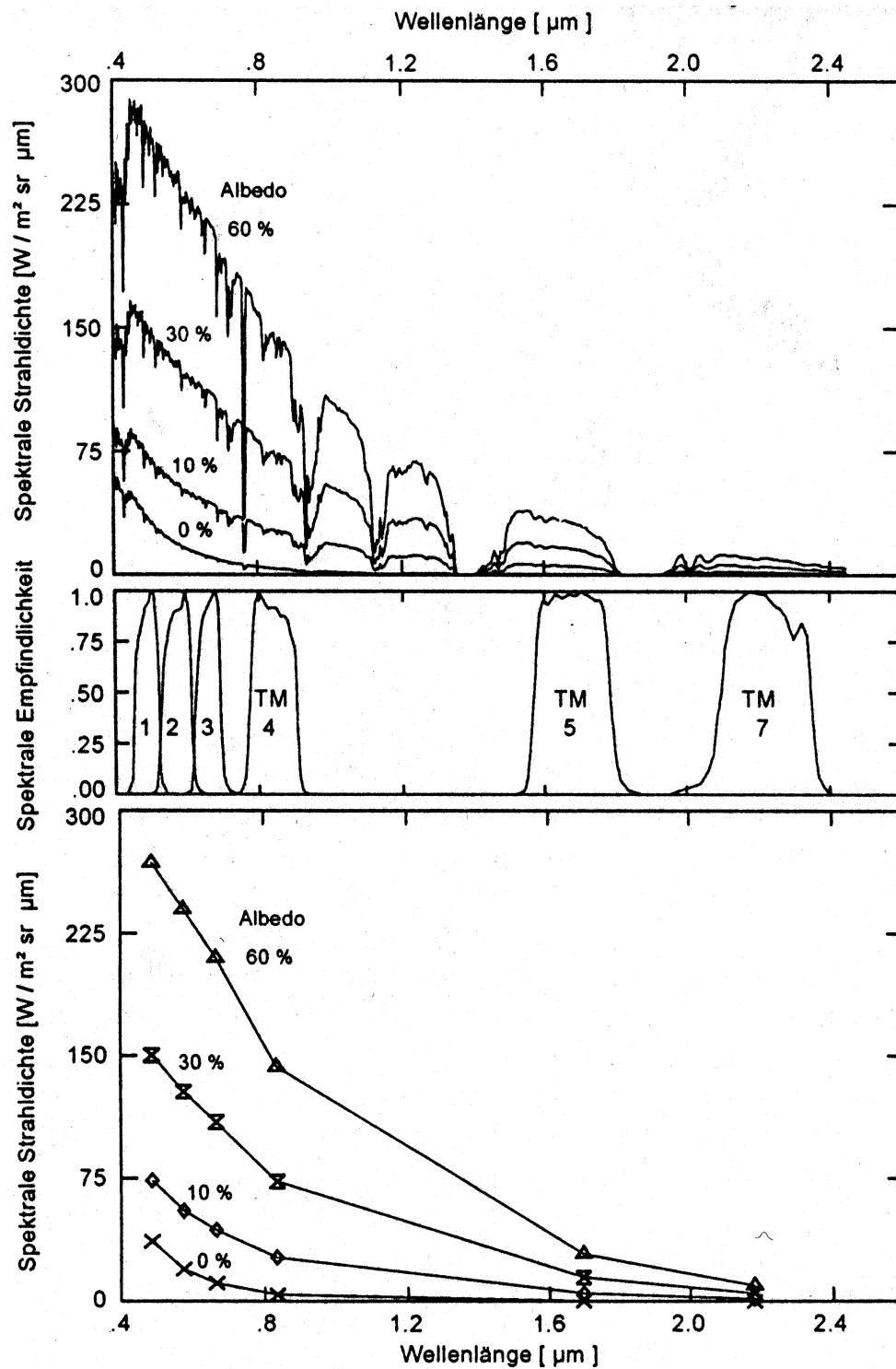


Abb. 37: Berechnete gesamte spektrale Strahldichte am Sensor für eine Landsat TM-Aufnahme auf der Basis von vier Albedowerten

oben: LOWTRAN-Ergebnis in 2 nm - Schritten

Mitte: spektrale Empfindlichkeitskurve des Landsat TM

unten: berechnete spektrale Strahldichte für die Landsat TM - Kanäle (BACH, 1995)

Folgende mittlere Reflektanzen wurden für die Möhnetalsperre erhalten:

	12.03.1997	13.04.1997	15.05.1997
Kanal 1	6,6	0,5	0,014
Kanal 2	5,7	1,3	0,77
Kanal 3	4,7	1,2	0,71
Kanal 4	2,0	0,54	0,53
Kanal 5	0,37	1,2	1,02
Kanal 7	0,18	0,80	0,60
Sichtweite	32 km	32 km	12 km
Art des Profils	Winter	Sommer	Sommer

Tab. 8: Reflektanzen als Ergebnis der Korrektur des Einflusses der Atmosphäre

Die Werte für April und Mai sind vergleichsweise gering, die Größenordnung der Pigmentindizes ist jedoch realistisch (SCHNEIDER, 2000; persönliches Gespräch). Eine Ausnahme bildet der Kanal 5, dessen Werte zu hoch sind. Die Ursache liegt wahrscheinlich in den sensoreigenen Kalibrierwerten, die sich aufgrund der Sensoralterung seit der Durchführung der Inflight-Kalibrierung (SLATER et al., 1987) verändert haben können. Für die folgenden Untersuchungen spielt dieser Kanal jedoch keine Rolle.

Die resultierenden Reflektanzen der Kanäle 1 bis 3 für die Möhnetalsperre sind in den Anlagen 2 bis 4 dargestellt. Es zeigt sich eine deutliche laterale und longitudinale Variabilität der Reflektanzen. Die laterale Variabilität deutet auf das Vorhandensein von Makrophyten, insbesondere in den Uferbereichen, hin. In dem Satellitenbild vom April 1997 ist der Einfluß der Wolken durch die erhöhte Reflexion in den Kanälen 2 und 3 sichtbar. Die betreffenden Segmente können für die folgenden Untersuchungen nicht verwendet werden.

Im Fall der Wärmestrahlung sind zwei LOWTRAN-7-Läufe für jedes Satellitenbild erforderlich. Im ersten Rechenlauf werden die nach oben gerichtete Atmosphärenstrahlung und die Transmission der Atmosphäre berechnet. Der zweite Rechenlauf dient der Bestimmung der atmosphärischen Gegenstrahlung. Die atmosphärische Gegenstrahlung wird mit der Albedo des Wasserkörpers multipliziert und um die Transmission der Atmosphäre verringert. Sie trägt daher nur wenig zum Gesamtsignal bei. Wie bei der Modellierung der kurzwelligen Strahlung müssen auch bei der Modellierung der Wärmestrahlung die spektral aufgelösten LOWTRAN-7-Rechenergebnisse mit der spektralen Empfindlichkeitskurve des Satellitensensors

gewichtet werden. Hierzu wird die von (MARKHAM, BAKER, 1985 in: SCHNEIDER, 1996) publizierte Sensorresponsefunktion verwendet.

Ein Problem bei der Verwendung von Strahlungstransfermodellen für die Atmosphärenkorrektur ist, daß die Modellergebnisse nur für die Zeit und den Ort der Radiosondenmessung Gültigkeit haben. Räumliche Heterogenitäten der Atmosphäre sind mit dieser Methode nicht erfaßbar. Wolkenfreie LANDSAT-Überflüge sind zwar meist mit einer großräumigen Hochdruckwetterlage verbunden, auf den in dieser Arbeit verwendeten Satellitenbildern sind jedoch Wolken vorhanden. Insbesondere bei der Temperaturermittlung, bei der Absolutwerte aus den Fernerkundungsdaten berechnet werden, können sich Probleme ergeben. Die räumliche Phytoplanktonverteilung hingegen wird durch die Güte der Atmosphärenkorrektur weniger stark beeinflusst.

4.4.4 Georeferenzierung

In den Satellitenbildern sind Verzerrungen enthalten, die aus der ständig leicht wechselnden Erdumlaufbahn sowie aus der Erdkrümmung resultieren. Um die Vergleichbarkeit der Bilder untereinander sowie mit den Bodenmessungen zu gewährleisten, muß eine geometrische Korrektur vorgenommen werden. Die geometrische Korrektur (Entzerrung) wurde mit dem am Lehrstuhl für Geographie und geographische Fernerkundung der Ludwig-Maximilians-Universität München entwickelten Programm GEZ durchgeführt. Grundlage der Entzerrung war eine digitale topographische Karte des Landes Nordrhein-Westfalen im Maßstab 1:50.000. Für markante Punkte der digitalen Karte, die auch auf den Satellitenbildern gut zu erkennen waren (z.B. Straßenkreuzungen), wurden die Gauß-Krüger-Koordinaten und die Rasterkoordinaten bestimmt. Zur Umrechnung der Gauß-Krüger-Koordinaten wurde ein Polynom 2. Grades für diese markanten Punkte berechnet. Die Übereinstimmung der mit dem Polynom berechneten Rasterkoordinaten mit den aus der digitalen Karte berechneten Koordinaten war in der Größenordnung von einem Pixel, d.h. 30 m. Für jede Gauß-Krüger-Koordinate kann mit Hilfe des Polynoms der entsprechende Rasterpunkt berechnet werden. Die Entzerrung der Satellitenbilder ermöglicht somit die Zuordnung der Bildpunkte zu den Modellsegmenten.

4.4.5 Ableitung von Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe aus den Fernerkundungsdaten

Da die Möhnetalsperre den Gewässern des Typs 1 zuzuordnen ist, werden die optischen Eigenschaften des Wasserkörpers und die vom Satellitensensor gemessene Spektralsignatur nur von dem Chlorophyll-a-Gehalt und abgeleiteten Größen beeinflusst (siehe Kapitel 3.4). Aufgrund der Berechnung von Phytoplanktonkonzentrationen mit dem mathematischen Wassergütemodell, wird dieser Wasserinhaltsstoff anstelle des Chlorophyll-a verwendet. Eine ausführliche Beschreibung der Grundlagen des hierfür verwendeten semi-empirischen Ansatzes enthält Kapitel 2.3.1.

Das Ziel des semi-empirischen Ansatzes ist es, ein möglichst für alle verwendeten Satellitenbilder anwendbares, physikalisch begründetes Verfahren zu finden. Aus den spezifischen Reflexionseigenschaften der Wasserinhaltsstoffe sind Pigmentindizes abzuleiten, die als unabhängige Größen in Regressionen verwendet werden. In Abb. 38 sind Absorptionsspektren verschiedener Algenarten sowie eine typische Sensorresponsefunktion des Landsat TM dargestellt.

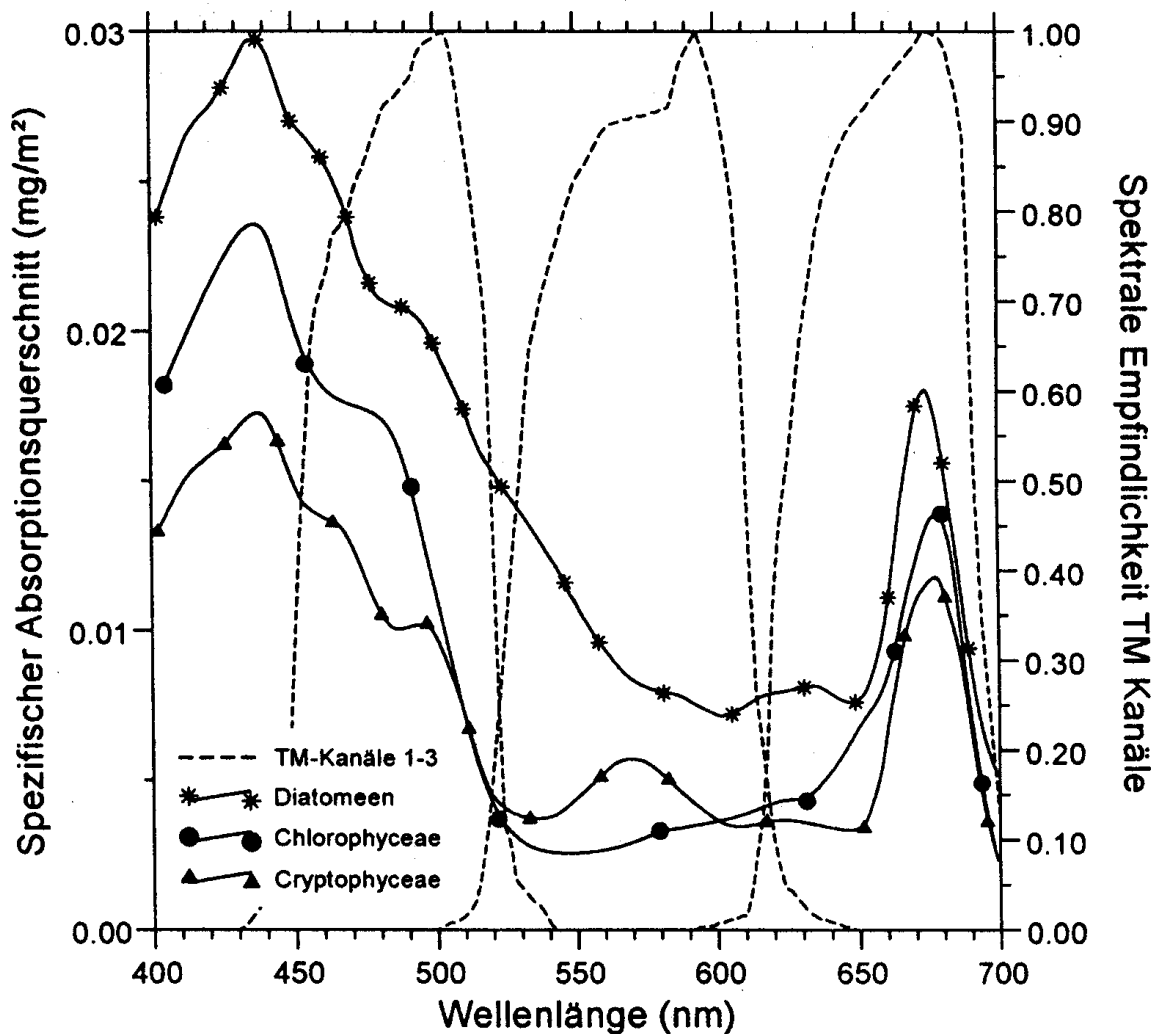


Abb. 38: Absorptionsspektren verschiedener Algenarten im Bodensee und spektrale Empfindlichkeitskurven der Landsat TM-Kanäle 1 - 3 (HARTMANN, 1995 in: SCHNEIDER, 1996)

Obwohl das Maximum der spektralen Empfindlichkeitskurve des Kanals 1 nicht genau mit dem Maximum der Algenabsorption übereinstimmt, kann man doch eine deutliche Dominanz der Algenabsorption im Kanal 1, insbesondere der Absorption der Chlorophyceae und der Cryptophyceae, gegenüber der Algenabsorption im Kanal 2 erkennen. Diatomeen besitzen dagegen auch im Kanal 2 noch eine deutliche Absorption, so daß hier die Trennung der optischen Eigenschaften in den einzelnen Kanälen undeutlicher wird. Im Kanal 3 ist ein deutliches Absorptionsmaximum aller Algenarten sichtbar. Als Kanalkombinationen für die Bestimmung der Phytoplanktonkonzentration bieten sich daher die Pigmentindizes Kanal 1 / Kanal 2 oder Kanal 3 / Kanal 2 an (siehe auch Kapitel 2.3.1). In der Mönchetsperre waren im März 1997 Kieselalgen und Grünalgen in annähernd gleicher Konzentration anzutreffen. Im April

1997 dominierten die Kieselalgen, im Mai 1997 die Grünalgen. Die genannten Kanal-kombinationen sind für die Anwendung auf die Möhnetalsperre geeignet, wobei für das Maibild infolge der Grünalgendominanz ein etwas besseres Ergebnis zu erwarten ist.

Der verwendete semi-empirische Ansatz weist die folgende allgemeine Form auf:

$$\log C = A + B \cdot \log(Pi) \quad (51)$$

mit:

C Konzentration des betrachteten Wasserinhaltsstoffes [mg/m³]

A,B Regressionskoeffizienten [-]

Pi Pigmentindex; $Pi = \text{Kanal1/Kanal2}$ oder Kanal3/Kanal2

Bei steigender Algenkonzentration nimmt die Absorption in den Kanälen 1 und 3 zu, der Pigmentindex wird dementsprechend kleiner. Die für die meisten Algenarten gültige, im Vergleich zum Kanal 2 erhöhte Absorption in den Kanälen 1 und 3, läßt daher für die Steigung der Regression ein negatives Vorzeichen erwarten ($B < 0$).

Die Reflektanzen in Tab. 8 zeigen, daß die Absorption in den Kanälen 1 und 3 nicht immer höher ist als die Absorption im Kanal 2. Dies ist möglicherweise auf eine Dominanz der Streuung zurückzuführen. Die Streuung nimmt mit zunehmender Wellenlänge ab, so daß sich im Kanal 1 durch erhöhte Streuung im Verhältnis zum Kanal 2 eine bezogen auf die Phytoplanktonkonzentration höhere Reflektanz ergibt.

Die Ursache für eine erhöhte Absorption im Kanal 2 kann aber auch in der größeren Eindringtiefe des Lichts in diesem Wellenbereich liegen, wenn die maximale Phytoplanktonkonzentration nicht direkt an der Oberfläche, sondern erst in einigen Metern Tiefe auftritt. Da die Eindringtiefe des Lichts im Wellenlängenbereich des Kanals 2 größer ist als im Wellenlängenbereich des Kanals 3, kann der Satellitensensor im Kanal 2 mehr Phytoplankton detektieren als im Kanal 3. Dies führt u.U. zu einem positiven Anstieg der Regression des Pigmentindexes Kanal 3 / Kanal 2 und der Phytoplanktonkonzentration.

Diese Betrachtungen zeigen die Grenzen des Aufnahmesystems des Landsat TM. Die spezifischen Absorptions- und Streueigenschaften der Wasserinhaltsstoffe lassen sich nicht eindeutig identifizieren (SCHNEIDER, 1996).

Die Oberflächentemperatur kann nach dem PLANCK'schen Gesetz direkt aus den Fernerkundungsdaten bestimmt werden (siehe Kapitel 2.4). Da der Satellitenüberflug

zu einem Zeitpunkt mit geringer Differenz zwischen Grenzschichttemperatur und Temperatur der oberen Wasserschicht stattfand, ist zu erwarten, daß die Oberflächentemperaturen aus den Satellitenbildern und die Oberflächentemperaturen aus dem Modell vergleichbare Ergebnisse liefern.

5 Modellierung

5.1 Geometrie des Speichers

Zunächst wurde die Geometrie der Möhnetalsperre aus Topographischen Karten im Maßstab 1:25.000 aufgenommen. Dabei wurden aktuelle Karten und historische Karten, auf denen die Talsperre noch nicht abgebildet ist, verwendet. Aus den Höhenlinien der historischen Karten wurde die Topographie der Talsperre aufgenommen und anhand der Speicherinhaltslinie verifiziert. Es konnte eine hinreichende Übereinstimmung mit einem Fehler von maximal 10% erreicht werden. Der Speicher wurde in Segmente und Schichten unterteilt. Die Einteilung der Segmente richtet sich nach der Geometrie (Höhendifferenz, Ausrichtung, Breite) der Talsperre; die Einteilung in Schichten erfolgte in Intervallen von einem Meter. Zur Definition der Randbedingungen sind für Schichten und Segmente jeweils Randelemente einzuführen, die für die Geometrie nicht von Bedeutung sind, jedoch numeriert werden müssen. Das obere Segment des Hauptarms wird daher mit Zwei bezeichnet.

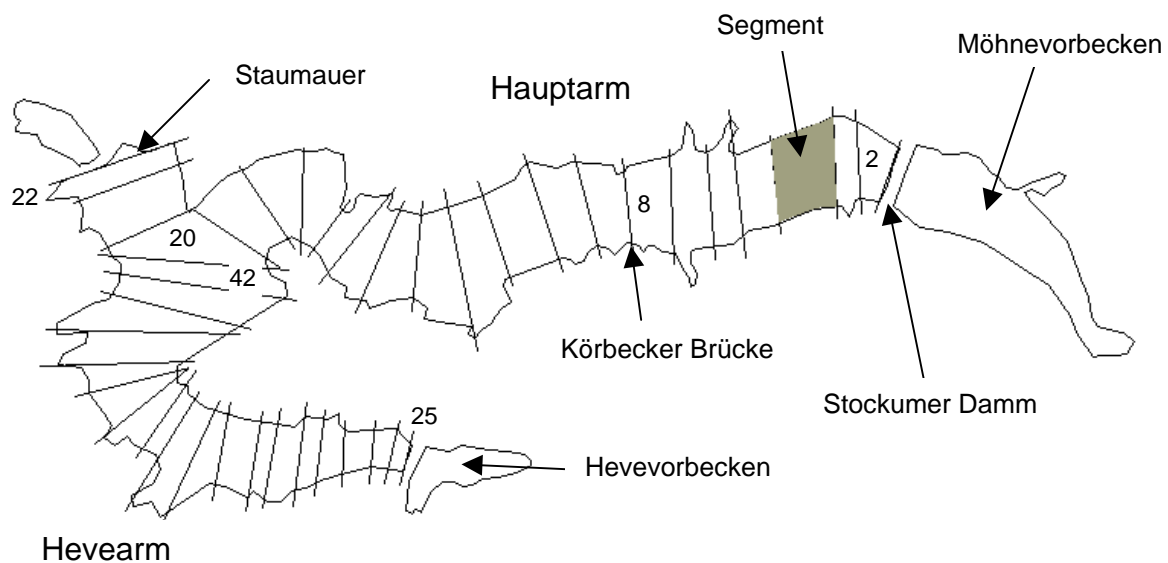


Abb. 39: Einteilung der Möhnetalsperre in Segmente

Die Vorbecken wurden nicht unterteilt, da sie in die Modellierung nicht eingehen.

5.2 Anfangs- und Randbedingungen

5.2.1 Meßwerte

Für die Kalibrierung und Validierung des Wassergütemodells stehen die in Tab. 4 zusammengestellten Meßdaten zur Verfügung. Die maßgeblichen Prozesse wurden in Kapitel 4.3 identifiziert. Der Modellierungszeitraum orientiert sich an der Wachstumsperiode. Um eine ausreichende Rechendauer vor dem Zeitpunkt der Satellitenbildaufnahme und damit möglichst Unabhängigkeit von den Anfangsbedingungen zu gewährleisten, wurde der Beginn der Modellierung jeweils auf den Meßzeitpunkt im Februar gelegt. Eine vollständige Durchmischung ist zu diesem Zeitpunkt gegeben. Der Modellierungszeitraum erstreckt sich bis zum Ende der Stratifikationsperiode, welches dem Meßzeitpunkt im November entspricht.

Die Anfangsbedingungen werden als konstant für den gesamten Speicher angenommen. Aufgrund der vollständigen Durchmischung tritt eine vertikale Variabilität von Wasserinhaltsstoffen oder der Temperatur nicht auf. Der longitudinale Gradient ist gering. Aufgrund der im Vergleich zur Anzahl der Segmente geringen Meßpunktanzahl ist eine hinreichende räumliche Auflösung, die die Zuweisung eines Startwertes für jedes Segment ermöglichen würde, ohnehin nicht gegeben.

5.2.2 Ableitung von Eingabedaten, die nicht gemessen wurden

Bezüglich der als Anfangs- und Randbedingungen sowie Kalibrierungsdaten erforderlichen Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe sind Umrechnungen notwendig, da nicht alle Daten in der vom Modell verarbeiteten Form vorliegen. Folgende Daten müssen aus anderen Meßgrößen abgeleitet werden:

- Lufttemperatur an der Möhnetalsperre bei Ausfallzeiten der an der Möhnetalsperre gelegenen Meßstelle aus der Lufttemperatur der DWD-Station Lüdenscheid,
- Zuflußtemperatur aus der Lufttemperatur
- Konzentration der gelösten Stoffe aus der Leitfähigkeit,
- Algenkonzentration in $[\text{gC}/\text{m}^3]$ aus der Chlorophyll-a-Konzentration.

Für die Möhnetalsperre liegen im Jahr 1995 gemessene Werte der Lufttemperatur nur lückenhaft vor. Um die Datenlücken zu schließen, wurde eine Regression mit den

an der nahegelegenen Station Lüdenscheid gemessenen Lufttemperaturen aufgestellt. Die Regression ist in Abb. 40 dargestellt.

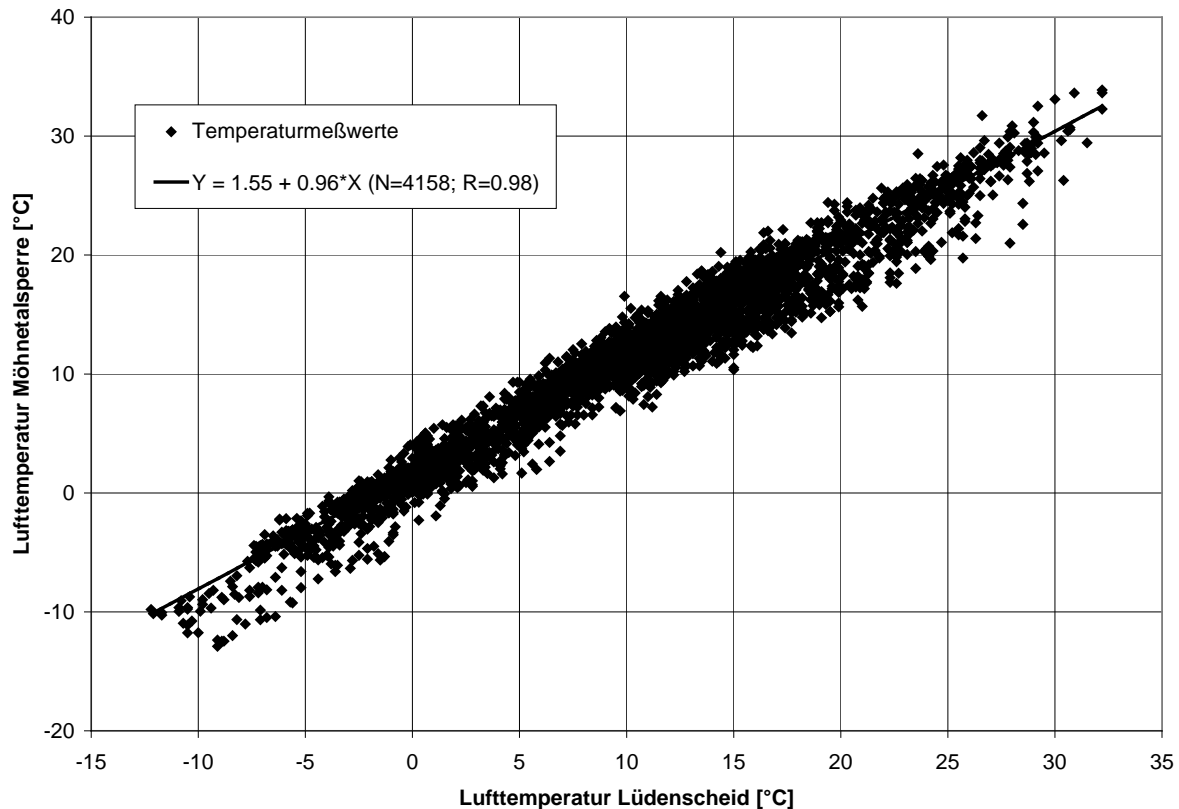


Abb. 40: Regression der Lufttemperatur an der Möhnetalsperre und der Lufttemperatur an der Station Lüdenscheid für das Jahr 1995

Die Korrelation ist sehr eng; die Lufttemperatur an der Möhnetalsperre überschreitet die Lufttemperatur an der Station Lüdenscheid um ca. 1,5 °C. Für das Jahr 1997 sind lückenlose Lufttemperaturaufzeichnungen an der Möhnetalsperre vorhanden.

Die Zuflußtemperatur entspricht, wie auch alle Zuflußkonzentrationen, den in den Vorbecken gemessenen Werten. Da die Messung hier nur monatlich erfolgt, ist eine Interpolation erforderlich. In (DVWK, 1996) sind empirisch angepaßte Bestimmungsgleichungen angegeben, die die Ermittlung von Tageswerten der Wassertemperatur in Abhängigkeit von der Wassertiefe ermöglichen. Diese Gleichungen wurden auf das Möhne- und das Hevevorbecken angewandt. Sie lauten:

$$T_w = a + b \cdot T_L(m+1) \quad (52)$$

mit:

$$b = 1,05 - 0,0252 \cdot z$$

$$a = 0,327 \cdot z - 0,0073 \cdot z^2$$

$$m = 4,06 \cdot z - 0,075 \cdot z^2 - 2,4 \text{ (See)}$$

$$m = 7,04 \cdot z - 0,170 \cdot z^2 - 15,4 \text{ (Talsperren mit Grundablaß)}$$

T_w Wassertemperatur [°C]

$T_L(m+1)$ aus der Lufttemperatur des jeweiligen Tages und der Lufttemperatur von m zurückliegenden Tagen berechnetes Mittel [°C]

z mittlere Tiefe [m], $z_{\text{Heve}} = 2,80 \text{ m}$, $z_{\text{Möhne}} = 4,00 \text{ m}$

Die Ergebnisse der Regression zeigen die Abb. 41 bis 44.

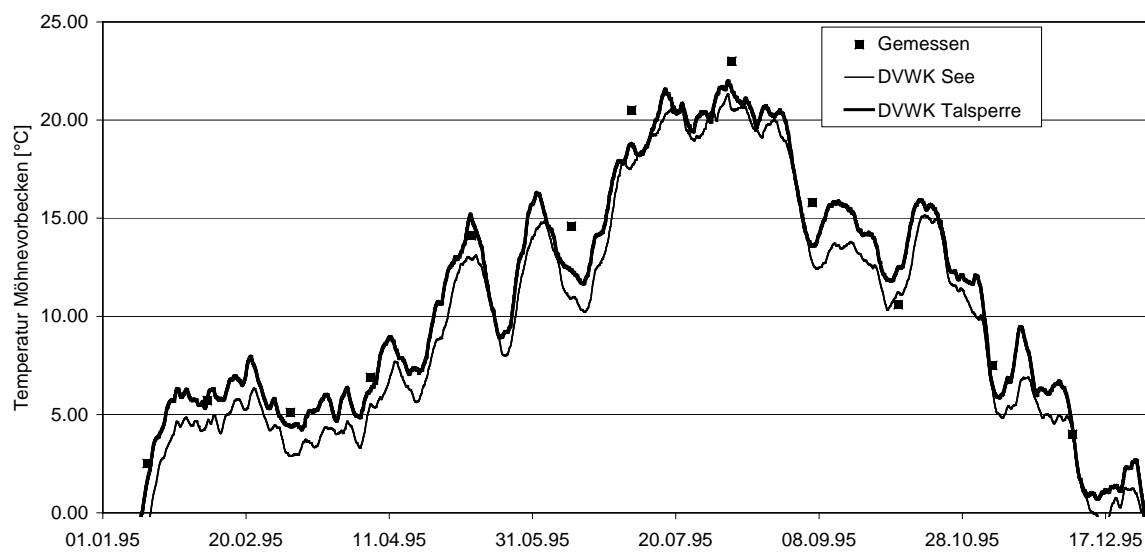


Abb. 41: Berechnete Tageswerte der Wassertemperatur im Möhnevorbecken für das Jahr 1995

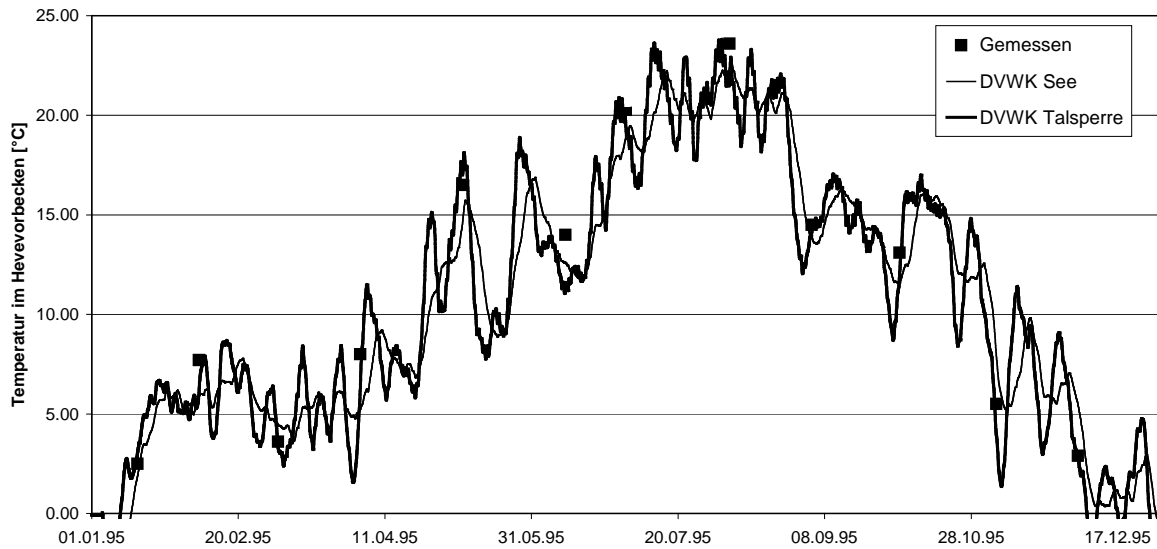


Abb. 42: Berechnete Tageswerte der Wassertemperatur im Hevevorbecken für das Jahr 1995

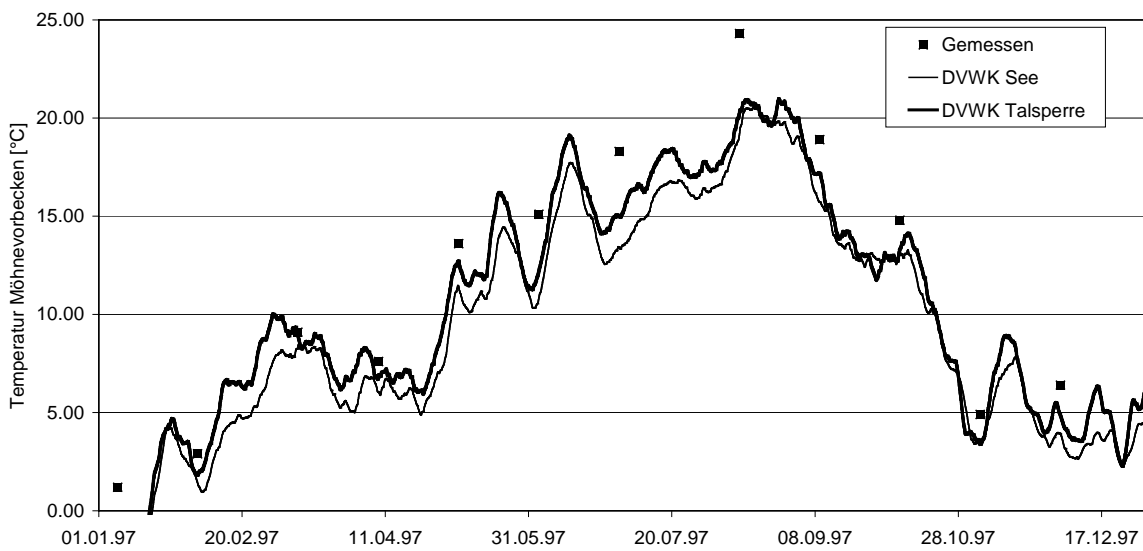


Abb. 43: Berechnete Tageswerte der Wassertemperatur im Möhnevorbecken für das Jahr 1997

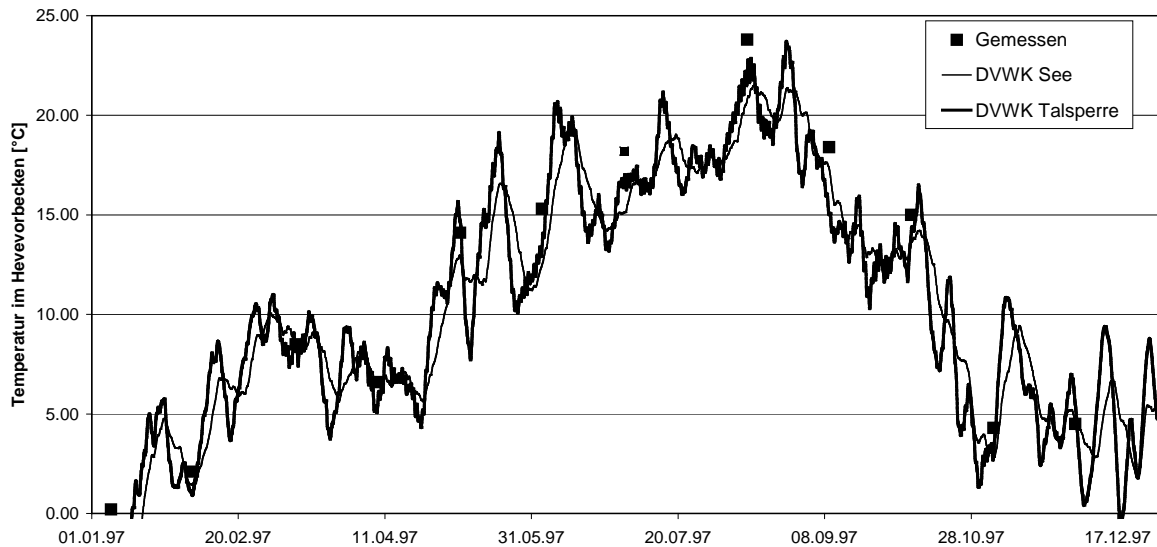


Abb. 44: Berechnete Tageswerte der Wassertemperatur im Hevevorbecken für das Jahr 1997

Aufgrund der geringeren Tiefe des Hevevorbeckens folgen die Werte hier stärker der Lufttemperatur. Insgesamt zeigen die für Talsperren angegebenen Regressionen eine bessere Übereinstimmung mit den Meßwerten.

Die Konzentration der gelösten Stoffe wird mit der in den Gleichungen und angegebenen Beziehung aus der Leitfähigkeit berechnet.

Die Algenkonzentration ist im Modell in der Einheit gC/m^3 anzugeben. Die vorliegenden Daten beschränken sich jedoch auf das Biovolumen und die Zellzahl sowie die Chlorophyll-a-Konzentration. Dabei sind Tiefenprofile an den Meßstellen Körbecker Brücke, vor der Staumauer und Hevearm nur für die Chlorophyll-a-Konzentration vorhanden; die Messungen der Zellzahl und des Zellvolumens beschränken sich auf Einzelproben vor der Staumauer.

Zur Umrechnung der gemessenen Größen in Algenkonzentrationen werden Literaturwerte verwendet, die aus empirischen Verfahren resultieren. Als Unabhängige kommen Chlorophyll-a oder Zellvolumen bzw. damit verknüpfte Größen wie Zelloberfläche, Plasmavolumen in Betracht. Die mit der Chlorophyll-a-Konzentration als unabhängiger Größe erzielten Ergebnisse sind dabei im Vergleich zu Meßwerten oft genauer (MULLIN et al., 1966). Der Nachteil dieses Verfahrens ist die Abhängigkeit von zahlreichen Umweltfaktoren wie Temperatur, Nährstoffverfügbarkeit, so daß eine Übertragbarkeit fraglich erscheint. Das Zellvolumen als abhängige Größe ist nach Untersuchungen von (MULLIN et al., 1966) relativ unbeeinflusst von der Variation der

Temperatur und der Lichtintensität ist. Aufgrund ihres geringeren Kohlenstoffanteils in den Zellen werden Kieselalgen separat von anderen Phytoplanktongruppen betrachtet. Folgende Regressionen werden in (STRATHMANN, 1966) angegeben:

$$\text{Kieselalgen:} \quad \log C = -0,422 + 0,758 \cdot \log(V) \quad (53)$$

$$\text{Übriges Phytoplankton:} \quad \log C = -0,460 + 0,866 \cdot \log(V) \quad (54)$$

Mit:

C Kohlenstoffgehalt einer Zelle [pg]

V Zellvolumen [μm^3]

Weitere, ähnliche Regressionen sind in (MONTAGNES et al., 1994) zusammengestellt. Die meisten der Regressionen wurden für marine Ökosysteme aufgestellt, die eine von der betrachteten Talsperre abweichende Algenzusammensetzung aufweisen. Um die Übertragbarkeit zu prüfen, wurden Regressionen, die von (MOAL et al., 1987) und (MONTAGNES et al., 1994) für Chlorophyll-a [pg/Zelle] und Zellvolumen [$\mu\text{m}^3/\text{l}$] aufgestellt wurden, auf die Möhnetalsperre angewendet. Die Ergebnisse ergaben keine Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Werten. Eine Übertragbarkeit der Regressionen ist daher nicht gegeben.

Es wird daher die Chlorophyll-a-Konzentration als Indikator für die Algenkonzentration verwendet. Das Verhältnis von Kohlenstoffgehalt der Algen und Chlorophyll-a-Konzentration schwankt zwischen 12 und > 200 (TAYLOR et al., 1997). Von (REDALJE, LAWS, 1981) wurden für ein eutrophes Küstengewässer sehr hohe Werte von 242 bis 272 ermittelt. Meistens werden Verhältnisse zwischen 50 und 100 angenommen; von (COLE, BUCHAK, 1995) wird z.B. der Wert 67 vorgeschlagen, der sich als Mittelwert verschiedener Untersuchungen ergab. Dieser Wert wird auch in der vorliegenden Arbeit verwendet.

Das Verhältnis von Kohlenstoffgehalt der Algen und Chlorophyll-a-Konzentration ist jedoch keineswegs konstant. Es schwankt vielmehr in Abhängigkeit von der Bestrahlungsstärke, der Verfügbarkeit von Nährstoffen und der Temperatur. Es ist minimal bei hohen Temperaturen und niedrigen Bestrahlungsstärken, wenn keine Nährstofflimitierung vorliegt. Für diese Abhängigkeiten existieren Modelle (GEIDER et al., 1997; TAYLOR et al., 1997).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist die Kenntnis des Kohlenstoffgehaltes der Algen für die Randbedingungen (Zuflußkonzentrationen) und die Kalibrierung von Be-

deutung. Da dieser Parameter, wenn er als konstant angenommen wird, aufgrund der genannten Abhängigkeiten von den Umgebungsbedingungen mit Unsicherheiten behaftet ist, wurde eine Sensitivitätsanalyse der Zufluß- und Anfangskonzentrationen der Algen durchgeführt.

Für das Zooplankton sind, ebenso wie für das Phytoplankton, Angaben über Zellzahl und Biovolumen an der Meßstelle vor der Staumauer vorhanden. Mit Hilfe des Verhältnisses zwischen dem Biovolumen des Zooplanktons und dem Biovolumen des Phytoplanktons wurden aus den Phytoplanktonkonzentrationen die Zooplanktonkonzentrationen abgeschätzt.

5.2.3 Ausgleich der Wasserbilanz

Die korrekte Erfassung der Wasserbilanz ist eine unabdingbare Voraussetzung für die Wassergütemodellierung. Die Wasserhaushaltskomponenten liegen für die Zuflüsse Möhne und Heve, den Niederschlag sowie die Abgabe als Tageswerte vor. Die übrigen Zuflüsse sind prozentual zum Gesamtabfluß des betreffenden Jahres angegeben. Damit lassen sich alle benötigten Wasserhaushaltskomponenten berechnen. Die Verdunstung wird ebenfalls einbezogen; ihre Berechnung erfolgt im bestehenden Modell, wie in Kapitel 4.3.2 beschrieben.

Da nicht für alle Zuflüsse Tageswerte vorliegen, kommt es in einigen Zeitabschnitten zu Fehlern in der Wasserbilanz. Eine weitere Fehlerquelle ist die nicht ganz genau mit der Realität übereinstimmende Speicherinhaltslinie. Die für den Ausgleich der Wasserbilanz zu addierenden oder zu subtrahierenden Wassermengen sind zumeist gering und wurden prozentual auf die nicht kontinuierlich beobachteten Zuflüsse aufgeteilt. Es ergibt sich damit ein Wasserstand im Speicher, der zu keinem Zeitpunkt um mehr als 2 cm von dem gemessenen Wasserstand abweicht.

5.3 Kalibrierung

5.3.1 Bestimmung der Kalibrierungsparameter

Wie bereits in Kapitel 4.1 beschrieben, ist eine automatische Modellanpassung aufgrund der großen Rechenzeiten nicht möglich. Es wird daher eine Anpassung mittels „trial and error“ vorgenommen. Die Güte der Anpassung an die Meßwerte kann durch Gütekriterien quantifiziert werden, die auf der Minimierung einer Zielfunktion, des Gütemaßes, basieren. Grundlage für das Gütemaß kann z.B. eine lineare Regression der gemessenen mit den berechneten Werten sein; Gütekriterien sind in diesem Fall der Korrelationskoeffizient und der Anstieg der Regressionsgeraden.

Da die simulierten Wasserinhaltsstoffe eine große Bandbreite von Konzentrationen aufweisen, ist die Verwendung eines normierten Gütemaßes von Vorteil. So kann die Vergleichbarkeit der Güte der Modellanpassung für die verschiedenen Wasserinhaltsstoffe gewährleistet werden. Für die vorliegende Arbeit wurde das durch die folgende Gleichung beschriebene Gütemaß d verwendet (SCHILD, 1999):

$$d = \sqrt{\frac{\sum (C_{i,ber} - C_{i,gem})^2}{\sum C_{i,gem}^2}} \quad (55)$$

mit:

$C_{i,ber}$ berechnete Konzentration des Wasserinhaltsstoffes i [g/m³]

$C_{i,gem}$ gemessene Konzentration des Wasserinhaltsstoffes i [g/m³]

d Gütemaß [-]

Die Aufsummierung erfolgt dabei jeweils über die Tiefe, so daß für jeden Kalibrierungszeitpunkt und jeden Meßpunkt ein Gütemaß erhalten wird.

Ein Gütemaß von $d = 0$ bedeutet damit, daß gemessene und berechnete Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe übereinstimmen. Ein Gütemaß von $d = 1$ tritt u.a. dann auf, wenn alle simulierten Werte gleich Null sind. Zur Abschätzung der Güte der Modellanpassung kann angenommen werden, daß bei einem Gütemaß von $d = 1$ die gemessenen Werte um im Mittel 100 % größer oder kleiner sind als die berechneten Werte.

5.3.2 Ergebnisse der Temperaturkalibrierung

Obwohl die Temperatur über den Extinktionskoeffizienten auch von den Wasserinhaltsstoffen abhängig ist, erfolgt zunächst eine Kalibrierung der Temperatur unter Vernachlässigung der Wasserinhaltsstoffe. Dies führt zu einer erheblichen Reduktion der Rechenzeit. Die Variation der Wassertemperatur wird hauptsächlich durch physikalisch begründete Strömungs- und Transportprozesse gesteuert (siehe Kapitel 4.3.1). Dies führt zu einer geringen Anzahl an Kalibrierungsparametern. Den größten Einfluß hat ein Korrekturfaktor, mit dem die Windgeschwindigkeit multipliziert wird, um Standorteinflüsse (z.B. Vegetation) auszugleichen. Der Korrekturfaktor schwankt zwischen 0,6 für kleine Talsperren in Mittelgebirgsregionen und 1,0 für große Talsperren in offenem Gelände.

Für die Möhnetalsperre wurden mit jahreszeitlich unterschiedlichen Korrekturfaktoren von 0,85 bis 1,0 die besten Ergebnisse in der Temperaturkalibrierung erzielt.

Die Temperatur konnte mit guter Genauigkeit nachgebildet werden. Tab. 9 zeigt die ermittelten Gütemaße der Temperaturkalibrierung für die Kalibrierungszeitpunkte.

Meß- stelle	Gütemaß d für die Meßzeitpunkte [-]								
	06.03.	03.04.	08.05.	12.06.	03.07.	07.08.	04.09.	04.10.	06.11.
Vor der Staumauer	0,18	0,14	0,09	0,07	0,07	0,07	0,05	0,10	0,07
Hevearm	-	0,16	0,12	0,08	0,07	0,08	0,03	0,05	0,05
Körbecker Brücke	0,23	0,16	0,07	0,10	0,16	0,04	0,04	0,08	0,03

Tab. 9: Gütemaße der Temperaturkalibrierung

Die Ergebnisse der Temperaturkalibrierung sind für alle Meßstellen und Meßzeitpunkte in den Anlagen 5 bis 7 graphisch dargestellt.

Die größten Fehler treten im Epilimnion auf. Dies ist auf die Genauigkeit der meteorologischen Daten zurückzuführen, die nur zum Teil direkt an der Möhnetalsperre gemessen wurden (siehe Tab. 4). Die Untersuchung von ca. 70 Talsperren (COLE, 2000) hat gezeigt, daß dies ein generelles Problem ist (insbesondere im Frühjahr), das bestehende Modell jedoch keine Tendenz zur Über- oder Unterschätzung der gemessenen Epilimniontemperaturen aufweist. Der bedeutendste Aspekt der Temperaturmodellierung im Hinblick auf die Modellierung der Wasserinhaltsstoffe ist die

Widergabe der Tiefe der Thermokline, ihres Gradienten und der Hypolimniontemperaturen. Hierfür wurden sehr gute Ergebnisse erreicht (siehe Anlagen 5 bis 7).

5.3.3 Ergebnisse der Gütekalibrierung

Für das Kalibrierungsjahr 1995 wurden die in Tab. 10 zusammengestellten Gütemaße erreicht:

Wasserinhaltsstoff	Meßstelle	Gütemaß für die Meßzeitpunkte [-]								
		06.03.	03.04.	08.05.	12.06.	03.07.	07.08.	04.09.	04.10.	06.11.
Sauerstoff	Vor der Staumauer	0,02	0,01	0,14	0,13	0,18	0,28	0,27	0,44	0,02
	Hevearm	-	0,02	0,12	0,12	0,20	0,26	0,22	0,06	0,02
	Körbecker Brücke	0,03	0,01	0,12	0,14	0,25	0,32	0,24	0,04	0,01
Orthophosphat-Phosphor	Vor der Staumauer	0,22	0,61	0,84	0,40	0,42	0,53	0,22	0,22	0,50
	Hevearm	-	1,43	0,54	0,43	1,85	0,65	0,10	0,34	0,47
	Körbecker Brücke	0,31	1,62	2,03	0,40	1,53	1,62	0,61	0,04	0,58
Ammonium-Stickstoff	Vor der Staumauer	0,20	0,96	0,27	0,78	1,26	0,91	0,84	0,36	0,20
	Hevearm	-	1,96	0,60	0,37	0,48	0,65	0,75	0,73	0,13
	Körbecker Brücke	0,49	1,02	0,19	0,54	0,75	0,60	0,81	0,67	0,24
Nitrat+Nitrit-Stickstoff	Vor der Staumauer	0,07	0,06	0,09	0,13	0,16	0,22	0,36	0,22	0,10
	Hevearm	-	0,10	0,09	0,13	0,13	0,24	0,31	0,29	0,15
	Körbecker Brücke	0,00	0,04	0,12	0,12	0,15	0,23	0,33	0,27	0,12
Siliziumdioxid-Silizium	Vor der Staumauer	0,04	0,04	0,66	0,48	0,35	0,32	0,23	0,23	0,34
	Hevearm	-	0,08	0,87	1,39	0,36	0,48	0,34	0,43	0,32
	Körbecker Brücke	0,07	0,11	0,93	0,50	0,70	0,46	0,50	0,39	0,25
Anorganischer Kohlenstoff	Vor der Staumauer	0,07	0,04	0,06	0,03	0,02	0,05	0,06	0,05	0,02
	Hevearm	-	0,09	0,07	0,05	0,04	0,06	0,06	0,08	0,03
	Körbecker Brücke	0,02	0,03	0,08	0,04	0,03	0,07	0,04	0,07	0,04
Gelöste organische Stoffe	Vor der Staumauer	0,15	0,14	0,07	-	0,20	0,29	0,26	0,27	0,29
	Hevearm	-	0,12	0,05	-	0,22	0,36	0,20	0,37	0,34
	Körbecker Brücke	0,09	0,09	0,11	-	0,15	0,39	0,35	0,33	0,34
Phytoplankton	Vor der Staumauer	0,48	0,47	0,34	2,89	0,51	0,46	1,87	0,46	4,31
	Hevearm	-	0,71	0,21	0,61	0,60	3,56	1,17	0,71	3,85
	Körbecker Brücke	1,00	0,67	0,24	0,86	0,24	2,87	0,26	0,62	0,77

Tab. 10: Gütemaße der Kalibrierung der Wasserinhaltsstoffe

Die Ergebnisse der Gütekalibrierung sind für alle Meßstellen und Meßzeitpunkte in den Anlagen 8 bis 31 graphisch dargestellt.

Die Änderung der Temperaturberechnung im Vergleich zur Simulation ohne Berücksichtigung der Wasserinhaltsstoffe ist vernachlässigbar. Der Grund liegt wahrscheinlich darin, daß der konzentrationsabhängige Extinktionskoeffizient infolge partikulärer Wasserinhaltsstoffe viel kleiner ist als der Extinktionskoeffizient des Wassers.

Generell zeigt sich, daß Wasserinhaltsstoffe mit großer vertikaler Variabilität (z.B. Sauerstoff) schlechtere Gütemaße aufweisen als Wasserinhaltsstoffe mit relativ gleichförmiger vertikaler Verteilung (z.B. anorganischer Kohlenstoff). Die Lage des Gradienten, wird nicht immer genau getroffen, so daß sich in diesem Bereich auch bei augenscheinlich recht guter Nachbildung hohe Abweichungen ergeben.

Wasserinhaltsstoffe mit niedrigen Konzentrationen (Orthophosphat-Phosphor und Ammonium-Stickstoff) werden bezüglich der Gütemaße schlechter nachgebildet als Wasserinhaltsstoffe mit hohen Konzentrationen.

Die gemessenen Chlorophyll-a-Konzentrationen und Biovolumina zeigen drei Maxima (siehe Abb. 14). Das höchste Maximum wird im April erreicht; weitere Maxima sind im Juli und im Oktober zu verzeichnen. Mit dem erweiterten Modell wird der Jahresgang mit den drei Maxima im Prinzip nachgebildet; das höchste Maximum wird auch hier im April erreicht. Die Abnahme der Phytoplanktonkonzentration erfolgt jedoch in der Simulation zu langsam, so daß die folgenden Maxima erst im August und im November zu erkennen sind. Eine mögliche Ursache hierfür ist der gewählte Modellansatz nach MONOD. Während der Phase der Frühjahrsblüte herrscht in der Talsperre eine reproduktionsdominierte Populationsdynamik mit starker Biomassezunahme der Algen und damit einer schnellen Abnahme der vorhandenen Nährstoffe (siehe Kapitel 4.3.4.1). Aufgrund der Dominanz der Kieselalgen, für die der Ansatz nach MONOD Gültigkeit besitzt, konnte dies nachgebildet werden. Von Juli bis September mit annähernd gleichen Konzentrationen der Kieselalgen und der übrigen Algengruppen hingegen wird die Abnahme der Orthophosphat-Phosphorkonzentration leicht unterschätzt. Es kommt daher zu einer geringeren Abnahme der Phytoplanktonkonzentration als in der Realität.

Die Nachbildung der Nährstoffe ist insgesamt als zufriedenstellend zu bezeichnen, wobei Ammonium-Stickstoff von Juni bis Oktober im Epilimnion unterschätzt wird.

Siliziumdioxid-Silizium konnte in der Höhe der Konzentration zwar mit zufriedenstellenden Gütemaßen kalibriert werden, zeigt im vertikalen Verlauf jedoch Unterschiede zu den gemessenen Werten. Dies liegt daran, daß der einzige Parameter, der die Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration im erweiterten Modell beeinflusst, die Wachstumsrate der Kieselalgen ist. Diese ist im Hypolimnion gleich Null, so daß hier nur Transportprozesse stattfinden. In der Realität werden, insbesondere im Frühjahr, große Mengen Siliziumdioxid-Silizium mit den absinkenden Kieselalgenschalen sedimentiert. In Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren (z.B. Temperatur, pH-Wert, Vorhandensein von Bodentieren) erfolgt eine Rücklösung des Siliziumdioxid-Siliziums aus dem Sediment (SCHWOERBEL, 1993). Damit sind die z.T. hohen Konzentrationen des Siliziumdioxid-Siliziums im Hypolimnion zu erklären, die mit dem erweiterten Modell nicht nachgebildet werden können.

Die Konzentration des gelösten Sauerstoffs konnte im Jahresgang gut nachgebildet werden. Im Tiefenprofil zeigt sich bei aeroben Verhältnissen ein etwas zu geringer Gradient; die Konzentrationen im Epilimnion werden unter- die Konzentrationen im Hypolimnion überschätzt. Von besonderer Bedeutung ist jedoch der Beginn des Eintretens anaerober Verhältnisse ($C_O = 0$), der nachgebildet werden konnte.

Die gelösten organischen Stoffe konnten mit zufriedenstellenden Gütemaßen kalibriert werden. Sie unterscheiden sich im vertikalen Verlauf jedoch von den gemessenen Werten. Im Epilimnion sind die berechneten Konzentrationen für alle Kalibrierungszeitpunkte zu niedrig. Ein Grund für die Unterschätzung der gelösten organischen Stoffe ist darin zu sehen, daß ein Teil der vom Zooplankton ausgeschiedenen Nahrung in die gelösten organischen Stoffe geht (siehe Kapitel 4.3.4.2). Im Modell wird jedoch angenommen, daß die gesamte ausgeschiedene Nahrung dem Detritus zuzurechnen ist. Für diesen liegen keine Meßwerte vor.

Die Ergebnisse sind tendenziell an den Meßstellen Körbecker Brücke und Hevearm schlechter als an der Meßstelle Körbecker Brücke. Dies ist damit zu begründen, daß mit Ausnahme der Temperatur und des gelösten Sauerstoffs alle Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe an diesen Meßstellen in den oberen 10 m aus einer Mischprobe bestimmt wurden.

Weitere Kalibrierungsgrößen sind die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe am Auslauf der Talsperre. Die zeitlich gemittelten Gütemaße betragen:

Wasserin- haltsstoff	Temperatur	Sauerstoff	Nitrat- Stickstoff	Ammonium- Stickstoff	Orthophos- phat- Phosphor
Gütemaß	0,14	0,11	0,17	0,82	0,90

Tab. 11: Gütemaße der Auslaufkonzentrationen

Die Ergebnisse der Kalibrierung der Auslaufkonzentrationen und -temperaturen sind in den Anlagen 32 bis 34 graphisch dargestellt.

Die Gütemaße der Auslaufkonzentrationen zeigen näherungsweise das gleiche Verhalten wie die Gütemaße der Konzentrationen im Wasserkörper der Talsperre, wobei die Ammonium-Stickstoff und die Orthophosphat-Phosphor-Konzentration etwas schlechter nachgebildet werden.

Eine weitere Einschätzung der Güte der Kalibrierung ist mit einer Stoffbilanz des Gesamtphosphors und des Gesamtstickstoffs möglich. Die Jahresfracht an Gesamtphosphor betrug im Zulauf der Talsperre 19,5 t/a; die Jahresfracht an Gesamtstickstoff belief sich auf 1010 t/a. Da mit dem bestehenden Modell nicht die Gesamtphosphor- und die Gesamtstickstoffkonzentration, sondern nur die Orthophosphat-Phosphor-Konzentration und die Konzentration des anorganischen Stickstoffs berechnet werden, wurden Regressionen zwischen diesen Größen aufgestellt (Abb. 45 und 46).

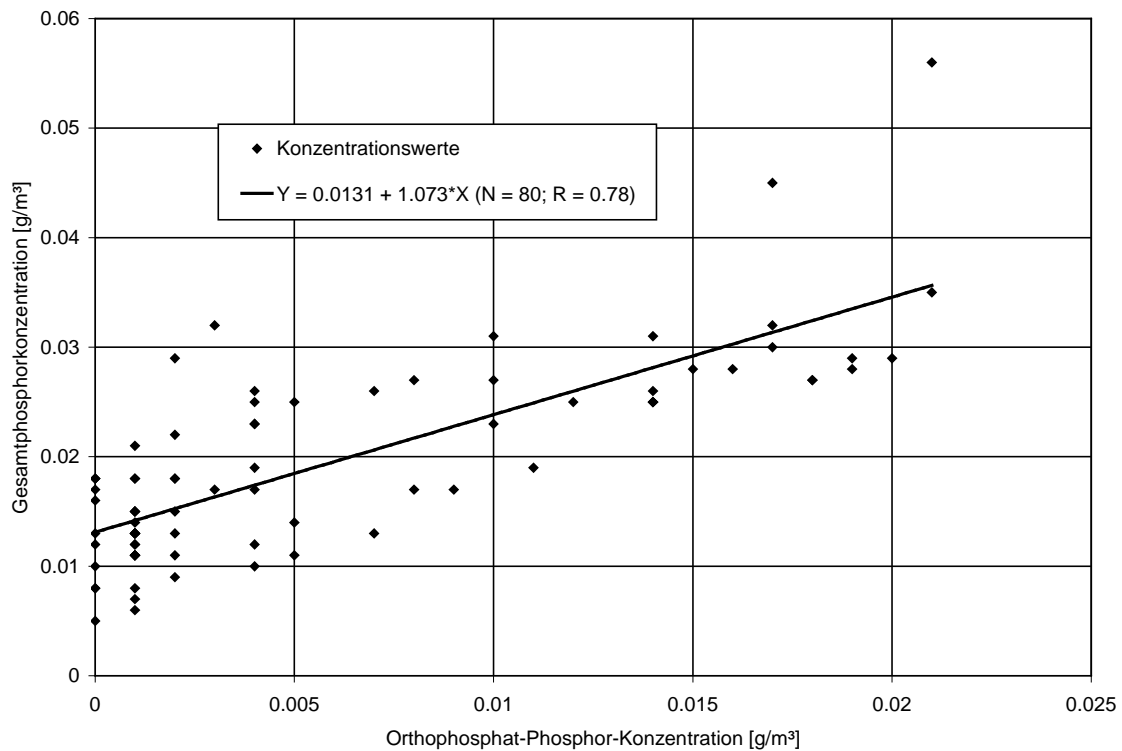


Abb. 45: Regression der Gesamtposphorkonzentration und der Orthophosphat-Phosphor-Konzentration

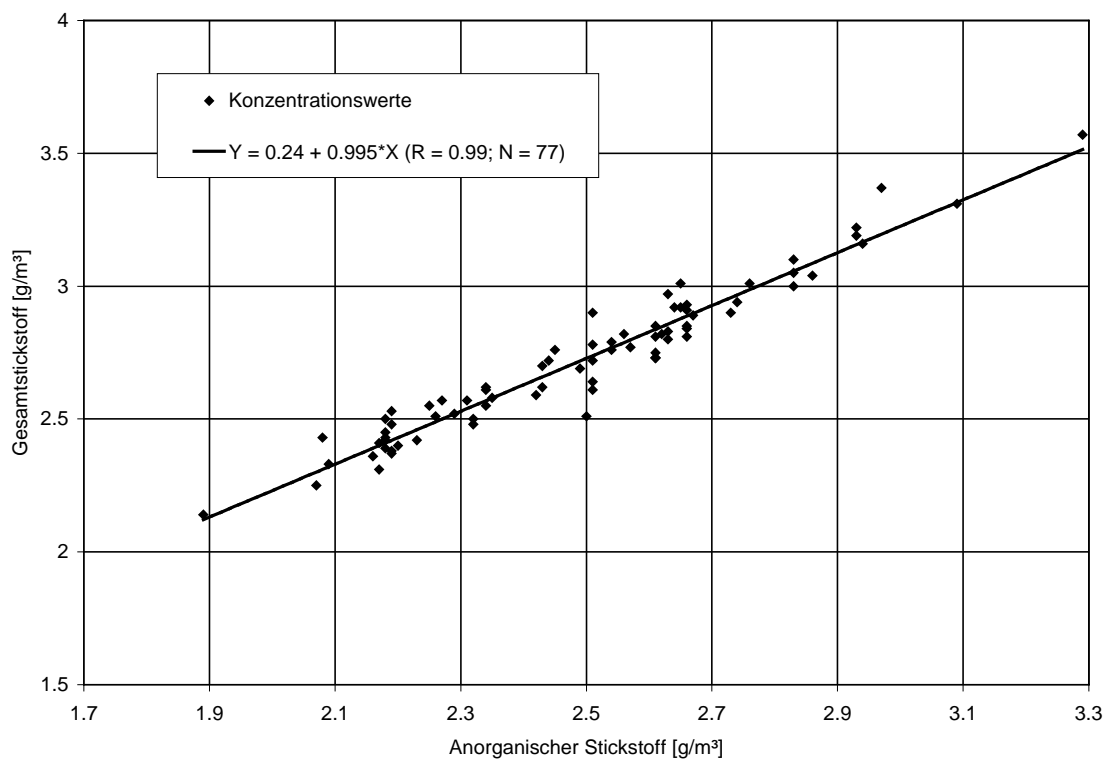


Abb. 46: Regression der Gesamtstickstoffkonzentration und der Konzentration des anorganischen Stickstoffs

Es ergeben sich folgende Jahresfrachten im Ablauf der Talsperre:

	Anorganischer Stickstoff [t/a]	Orthophosphat-Phosphor [t/a]	Gesamtstickstoff [t/a]	Gesamtphosphor [t/a]
Gemessen			706,37	6,48
Berechnet	647,63	3,06	699,07	6,26

Tab. 12: Jahresfrachten von Stickstoff- und Phosphorkomponenten im Ablauf der Mönnetalsperre (1995)

Die Übereinstimmung zwischen gemessener und berechneter Jahresfracht des Gesamtstickstoffs und des Gesamtphosphor ist mit Abweichungen von 1 % bzw. 3,5 % als sehr gut zu bezeichnen. Die Retention in der Talsperre beträgt 65,4 % für den Gesamtphosphor und 25,2 % für den Gesamtstickstoff.

Die Kalibrierung kann insgesamt als erfolgreich bezeichnet werden. Die ermittelten Kalibrierungsparameter liegen innerhalb der in der Literatur angegebenen Grenzwerte (siehe Kapitel 4.3.3 bis 4.3.11).

5.4 Sensitivitätsanalyse

5.4.1 Vorgehen

Eine Sensitivitätsanalyse hat das Ziel, den Einfluß von Modellparametern, Funktionen, Anfangs- und Randbedingungen oder Submodellen (Einflußgrößen) auf relevante Modellvariablen zu quantifizieren. In der vorliegenden Arbeit ist insbesondere des Phytoplankton von Interesse, so daß die Sensitivitätsanalyse für diesen Wasserinhaltsstoff durchgeführt wird. In Bezug auf die bestehenden Unsicherheiten bei der Berechnung der Phytoplanktonkonzentration aus der Chlorophyll-a-Konzentration bietet die Sensitivitätsanalyse eine Möglichkeit, die Güte der Annahme eines konstanten Umrechnungsfaktors zu überprüfen.

Eine Sensitivitätsanalyse kann grundsätzlich vor oder nach der Kalibrierung eines Modells durchgeführt werden. Da in dem verwendeten Modell die Sensitivität der Modellparameter in starkem Maße von den Konzentrationswerten der einzelnen Wasserinhaltsstoffe abhängt, führt eine Ermittlung der Sensitivitäten mit dem unkalierten Modell u.U. zu fehlerhaften Ergebnissen. So ist z.B. die Sensitivität der Nährstoffrücklösungsraten aus dem Sediment davon abhängig, ob es sich um aerobe oder um anaerobe Verhältnisse handelt. Die Nährstoffkonzentration und eine mögli-

che Nährstofflimitierung beeinflussen wiederum die Sensitivität der Wachstumsrate. Die Sensitivitätsanalyse wird daher mit dem kalibrierten Modell durchgeführt.

Aus der Analyse der stattfindenden Prozesse (siehe Kapitel 4.3) wurden bereits die maßgeblichen Submodelle identifiziert; das bestehende Modell wurde entsprechend ergänzt. Aufgrund der Datenlage ist eine detailliertere Beschreibung, wie sie für einige Teilprozesse wünschenswert wäre (z.B. Berücksichtigung einer variablen Zellstöchiometrie), nicht möglich. Bei der Sensitivitätsanalyse wird daher die Betrachtung von Submodellen vernachlässigt.

Die Sensitivitätsanalyse wird üblicherweise durch Variation einer Einflußgröße und Bewertung der daraus resultierenden Veränderung der Modellvariablen durchgeführt. Diese Veränderung kann in einem mehrdimensionalen Modell sowohl anhand des Mittelwertes als auch anhand der räumlichen Variation gemessen werden. Der Mittelwert wird über das gesamte Modellgebiet unter Berücksichtigung der Volumina der einzelnen Segmente und Schichten gebildet. Die räumliche Variation ist sowohl in vertikaler als auch in longitudinaler Richtung zu berücksichtigen, wobei aufgrund des Vergleichs mit den Satellitenbildern insbesondere die longitudinale Variabilität der oberen Schichten von Interesse ist. Die räumliche Variabilität wird durch den Variationskoeffizienten definiert. Es ergeben sich damit drei Maßzahlen für die Sensitivität:

- Mittelwert über den gesamten Wasserkörper,
- Variationskoeffizient für das Tiefenprofil vor der Staumauer,
- Variationskoeffizient für alle Modellsegmente, gemittelt über die oberen drei Meter (ca. Sichttiefe).

Anstelle der Mittelung über alle Segmente wird bei der Bewertung der vertikalen Variation das Tiefenprofil vor der Staumauer verwendet. An dieser Stelle dürfte die vertikale Variation am stärksten sein, da es sich um die tiefste Stelle handelt. Eine Mittelung über alle Segmente würde zu einer Unterschätzung der Sensitivität führen, da Flachwasserbereiche ohne nennenswerte vertikale Variabilität mit in die Berechnung einfließen würden. Ebenso werden bei der Ermittlung des longitudinalen Variationskoeffizienten nur die oberen drei Meter betrachtet, die für den Vergleich mit den Satellitenbildern von Interesse sind.

5.4.2 Modellparameter

Die Sensitivität S der Phytoplanktonkonzentration C_a für eine Variation des Modellparameters P ist wie folgt definiert:

$$S = \frac{\frac{\Delta C_a}{C_a}}{\frac{\Delta P}{P}} \quad (56)$$

Mit:

S Sensitivität

P Modellparameter

Die relative Änderung eines Modellparameters wird auf der Grundlage des Schwankungsbereiches dieses Parameters definiert. Maximale und minimale Werte für die verwendeten Modellparameter sind in Kapitel 4.3 beschrieben. In der folgenden Tab. 13 sind die maximalen und minimalen sowie die für die Kalibrierung verwendeten Werte der Modellparameter zusammengestellt.

Modellparameter	Minimum	Kalibrierung	Maximum
Extinktionskoeffizient für Wasser [1/m]	0,18	0,46	1,68
Spezifischer Extinktionskoeffizient der organischen Substanz [m ² /g]	0,024	0,17	0,24
Maximale Algenwachstumsrate [1/d]	0,56 (G) 0,81 (K)	2,0 (G) 2,5 (K)	4,1 (G) 3,4 (K)
Maximale Exkretionsrate der Algen [1/d]	0,014	0,04	0,044
Maximale Respirationsrate der Algen [1/d]	0,01 (G) 0,05 (K)	0,05	0,16 (G) 0,59 (K)
Aussinkrate der Algen [m/d]	0,08 (G) 0,26 (K)	0,26 (G) 0,46 (K)	0,18 (G) 1,87 (K)
Sättigungsintensität [W/m ²]	10	86	150
Untere Grenztemperatur für Wachstums- und Verlustprozesse der Algen [°C]	1 (G) 0 (K)	5 (G) 0 (K)	8 (G) 5 (K)
Untere Grenztemperatur für maximale Wachstums- und Verlustprozesse der Algen [°C]	19 (G) 13 (K)	20 (G) 15 (K)	38 (G) 25 (K)
Obere Grenztemperatur für maximale Wachstums- und Verlustprozesse der Algen [°C]	20 (G) 14 (K)	25 (G) 21 (K)	40 (G) 26 (K)
Obere Grenztemperatur für Wachstums- und Verlustprozesse der Algen [°C]	21 (G) 16 (K)	35 (G) 31 (K)	42 (G) 31 (K)
Maximale Abbaurate für schnell abbaubare gelöste organische Stoffe [1/d]	0,004	0,01	0,2
Transferrate von schnell abbaubaren zu langsam abbaubaren gelösten organischen Stoffen [1/d]	0,01	0,01	0,1
Maximale Abbaurate für langsam abbaubare gelöste organische Stoffe [1/d]	0,00004	0,0001	0,002
Maximale Abbaurate des Detritus' [1/d]	0,007	0,007	0,111
Aussinkrate des Detritus' [1/d]	0,05	1	1
Untere Grenztemperatur für den Abbau organischer Substanz [°C]	0	0	5

Untere Grenztemperatur für den maximalen Abbau organischer Substanz [°C]	20	20	37
Maximale Abbaurate des Sediments [1/d]	0,004	0,03	0,2
Sauerstoffbedarf des Sediments	0,1	0,5	1
Freisetzungsrate aus dem Sediment für Orthophosphat-Phosphor [1/d]	0,001	0,001	0,3
Orthophosphat-Phosphorteilungskoeffizient für die Sorption an suspendierten Feststoffen	1,2	10,0	33,3
Halbsättigungskonstante der Orthophosphat-Phosphor-Limitierung [g/m ³]	0,002	0,003	0,980 (G) 0,163 (K)
Freisetzungsrate aus dem Sediment für Ammonium	0,01	0,01	0,4
Halbsättigungskonstante der Ammonium-Stickstoff-Limitierung [g/m ³]	0,006 (G) 0,012 (K)	0,002	1,236 (G) 0,197 (K)
Maximale Nitrifikationsrate [1/d]	0,001	0,2	0,2
Untere Grenztemperatur für die Nitrifikation [°C]	0	5	5
Untere Grenztemperatur für die maximale Nitrifikation [°C]	20	25	30
Denitrifikationsrate	0,05	0,1	0,15
Untere Grenztemperatur für die Denitrifikation [°C]	0	0	5
Untere Grenztemperatur für die maximale Denitrifikation [°C]	25	25	35
Halbsättigungskonstante der Siliziumdioxid-Silizium-Limitierung [g/m ³]	0,025	0,05	0,542
Assimilationseffizienz des Zooplanktons [-]	0,10	0,80	0,80
Halbsättigungskonstante der Zooplanktoningestion [g/m ³]	0,16	0,16	15
Maximale Ingestionsrate des Zooplanktons [1/d]	0,01	3,0	3,438
Maximale Mortalitätsrate des Zooplanktons [1/d]	0,001	0,1	0,155
Maximale Respirationsrate des Zooplanktons [1/d]	0,043	0,08	0,21
Fraßpräferenz des Zooplanktons für Algen [-]	0,17	0,3	0,45
Fraßpräferenz des Zooplanktons für Detritus [-]	0,17	0,4	0,45
Untere Grenztemperatur für Wachstums- und Verlustprozesse des Zooplanktons [°C]	2	2	5
Untere Grenztemperatur für maximale Wachstums- und Verlustprozesse des Zooplanktons [°C]	16	16	24
Obere Grenztemperatur für maximale Wachstums- und Verlustprozesse des Zooplanktons [°C]	18	20	27
Obere Grenztemperatur für Wachstums- und Verlustprozesse des Zooplanktons [°C]	33	33	33

Tab. 13: Grenz- und Kalibrierungswerte der Modellparameter (G = Grünalgen, K = Kieselalgen)

Die in der Kalibrierung ermittelten oberen Grenztemperaturen der Wachstums- und Verlustprozesse des Phytoplanktons liegen bei 30°C bzw. 35°C. Da diese Temperaturen in der betrachteten Talsperre zu keinem Zeitpunkt auftreten, kann die natürliche Mortalität als Einflußgröße vernachlässigt werden. Damit brauchen die Modellparameter Mortalitätsrate und Anteil der abgestorbenen Algenbiomasse, der zu Detritus wird, in der Sensitivitätsanalyse nicht berücksichtigt werden.

Das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse zeigt, daß sowohl die mittlere Algenkonzentration als auch die Variationskoeffizienten nicht auf alle Parametervariationen sensitiv reagieren. Erwartungsgemäß ist die Sensitivität gegenüber den Parametern, die die Wachstums- und Verlustprozesse direkt steuern, am größten. Dies entspricht auch

Sensitivitätsanalysen, die in der Literatur beschrieben sind und auf der Grundlage anderer Wassergütemodelle durchgeführt wurden (z.B. SCHLADOW, HAMILTON, 1996). Eine Ausnahme bildet die Exkretionsrate, der ein sehr geringer Einfluß zuzuweisen ist. Der Grund hierfür ist in der Lichtabhängigkeit dieses Parameters zu sehen, die sich umgekehrt zu der Lichtabhängigkeit der Wachstumsprozesse verhält. Exkretion tritt damit zumeist in den tieferen Schichten des Speichersees auf, wo die Algenkonzentrationen vergleichsweise gering sind.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind für die Modellparameter, die die Wachstums- und Verlustprozesse der Algen direkt steuern, in den Abb. 47 bis 49 dargestellt.

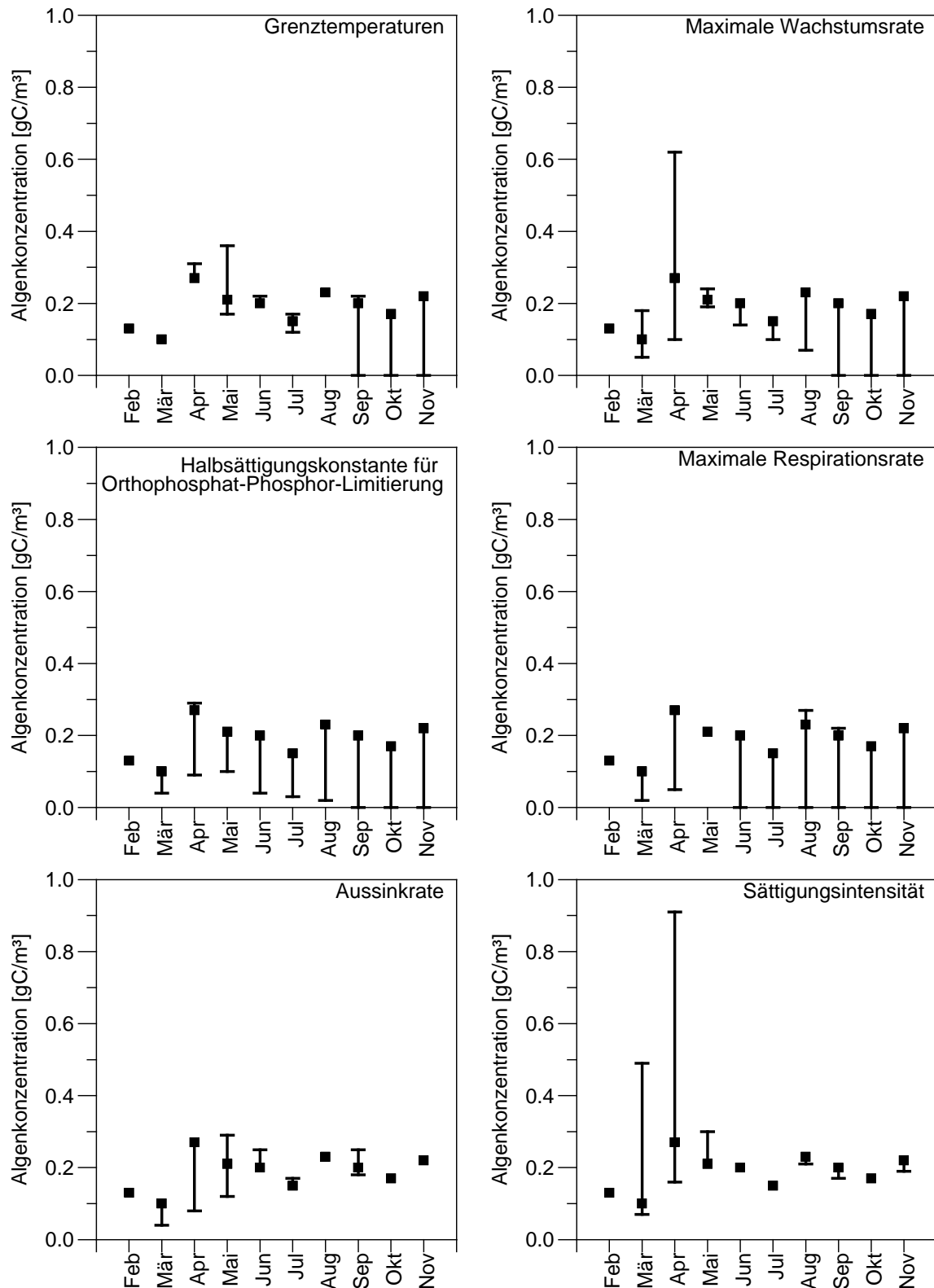


Abb. 47: Sensitivität der mittleren Algenkonzentration gegenüber den Modellparametern, die die Wachstums- und Verlustprozesse der Algen beschreiben (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)

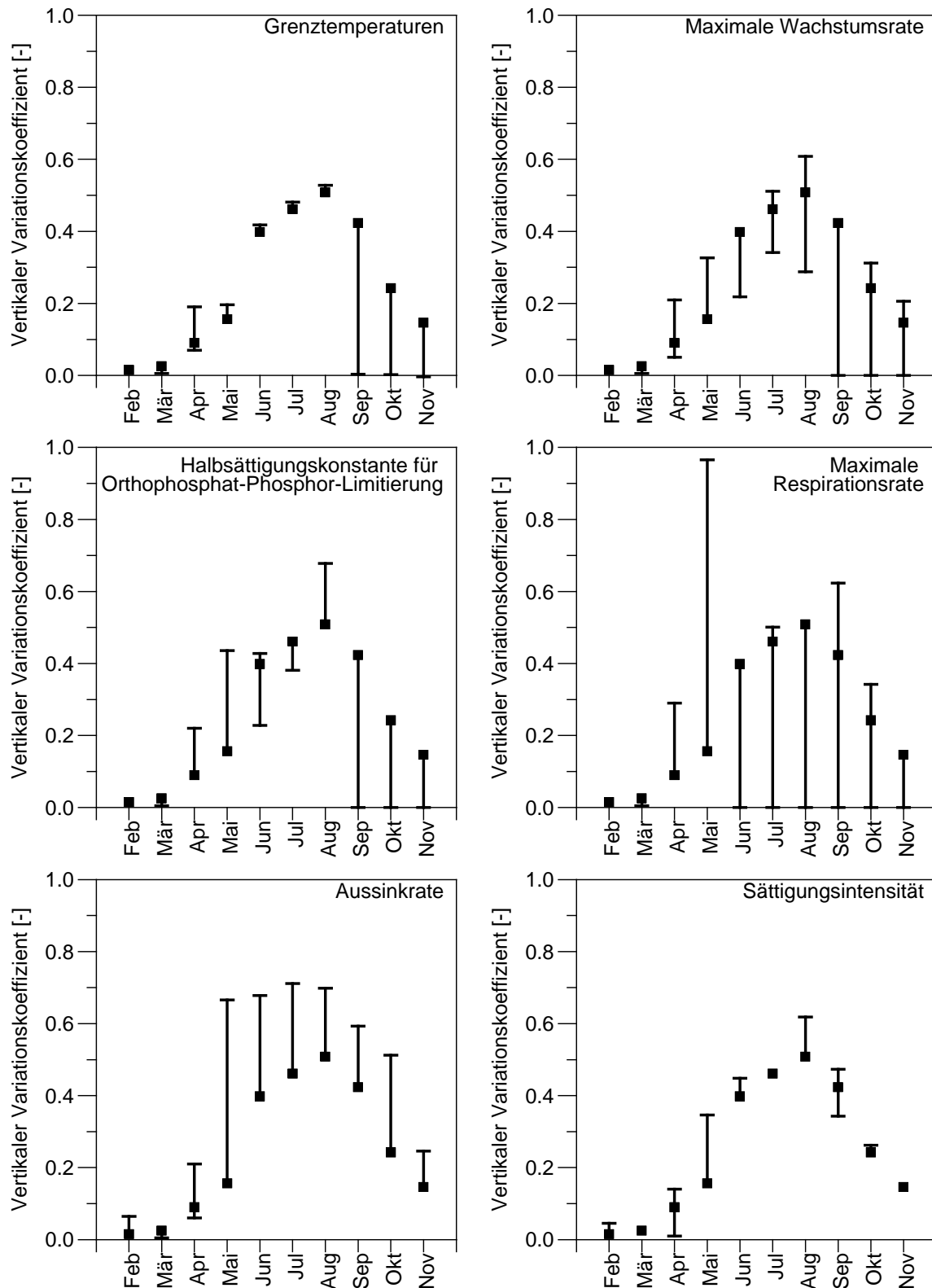


Abb. 48: Sensitivität des vertikalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber den Modellparametern, die die Wachstums- und Verlustprozesse der Algen beschreiben (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)

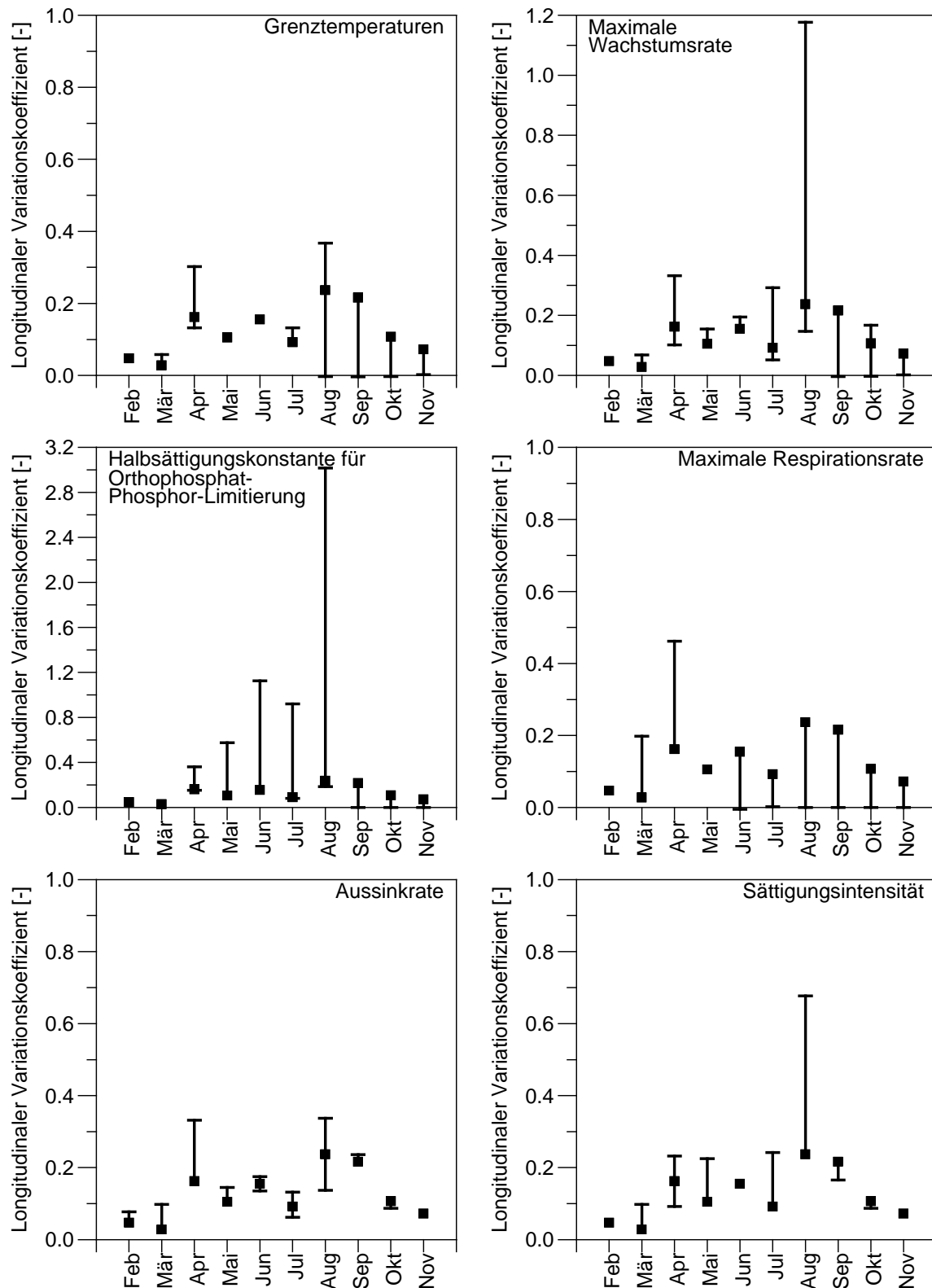


Abb. 49: Sensitivität des longitudinalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber den Modellparametern, die die Wachstums- und Verlustprozesse der Algen beschreiben (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)

Der Mittelwert der Algenkonzentration und die Variationskoeffizienten reagieren unterschiedlich sensitiv auf die Variation der in den Abb. 47 bis 49 dargestellten Modellparameter.

Die Grenztemperaturen üben einen insgesamt mäßigen Einfluß auf die mittlere Algenkonzentration aus. Im Frühjahr sind bei geringeren Grenztemperaturen höhere Konzentrationen anzutreffen, da das Temperaturoptimum eher erreicht wird. Ab September hingegen sinkt die mittlere Algenkonzentration nahezu auf Null, da insbesondere die für Kieselalgen angegebenen Grenztemperaturen die Temperaturen im Speichersee unterschreiten. Die Variationskoeffizienten werden nur wenig beeinflusst.

Die Sensitivität der mittleren Algenkonzentrationen und der Variationskoeffizienten gegenüber einer Variation der maximalen Wachstumsrate ist groß. Wird die maximale Wachstumsrate auf ihren Minimalwert gesetzt, so sinkt die Algenkonzentration ab September auf Null. Aus einem sehr großen longitudinalen Variationskoeffizienten im August bei Minimierung der maximalen Wachstumsrate kann geschlossen werden, daß die Algen in der Simulation bereits im August nur noch durch die Zuflüsse in die Talsperre gelangen und rasch abgebaut werden. Eine Maximierung der Wachstumsrate wirkt sich insbesondere zum Zeitpunkt der Frühjahrsblüte im April aus. Die danach eintretenden Verlustprozesse infolge Zooplankton kompensieren ab Mai den Einfluß der maximalen Wachstumsrate.

Die Variation der Halbsättigungskonstanten zeigt deutlich, daß Orthophosphat-Phosphor der limitierende Nährstoff ist. Selbst bei sehr hohen Halbsättigungskonstanten für die Stickstoffkomponenten tritt keine Stickstofflimitierung auf. Siliziumdioxid-Silizium spielt nur während der Phase der Frühjahrsblüte lokal eine Rolle als limitierender Nährstoff. Wird der Maximalwert der Halbsättigungskonstanten der Orthophosphat-Phosphor-Limitierung verwendet, erhält man sehr geringe Phytoplanktonkonzentrationen, die ab September auf Null sinken. Die in der Kalibrierung verwendete Halbsättigungskonstante der Orthophosphat-Phosphor-Limitierung ist gering und entspricht annähernd dem Minimalwert. Da die in der Mönchetsperre vorkommenden Orthophosphat-Phosphor-Konzentrationen gering sind, ist diese Annahme plausibel (siehe Kapitel 4.3.4.1). Analog zur maximalen Wachstumsrate ist auch der bei der Halbsättigungskonstanten der Orthophosphat-Phosphor-Limitierung auftretende sehr hohe Variationskoeffizient im August auf die Zuflüsse zurückzuführen, in deren Nahbereich die Algenkonzentration noch nicht auf Null zurückgegangen ist.

Die mittlere Algenkonzentration reagiert äußerst sensitiv auf die Variation der maximalen Respirationsrate. Bei Maximierung dieses Parameters sind bereits im Juni keine Algen mehr in der Talsperre anzutreffen. Der in der Kalibrierung verwendete, relativ geringe Wert für die maximale Respirationsrate erscheint daher als gerechtfertigt.

Die Aussinkrate wirkt sich erwartungsgemäß am stärksten auf den vertikalen Variationskoeffizienten aus.

Der Einfluß der Sättigungsintensität auf die mittlere Algenkonzentration ist im Frühjahr am größten. Dies ist darauf zurückzuführen, daß zu diesen Zeitpunkten im Epilimnion z.T. Lichtlimitierung herrscht, da das Nährstoffangebot noch relativ groß ist. Der Einfluß auf den vertikalen Variationskoeffizienten ist mäßig. Er zeigt sich vor allem in der Lage des Algenmaximums im Tiefenprofil, die nur in engen Grenzen in den oberen Metern des Speichersees variiert.

Ein ebenfalls großer Einfluß ist den Extinktionskoeffizienten zuzuweisen. Aufgrund der größtenteils geringen Absolutwerte der Konzentrationen partikulärer organischer Stoffe ist die Phytoplanktonkonzentration gegenüber einer Variation des Extinktionskoeffizienten für partikuläre organische Stoffe weniger sensitiv. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind für die Extinktionskoeffizienten in den Abb. 50 bis 52 dargestellt.

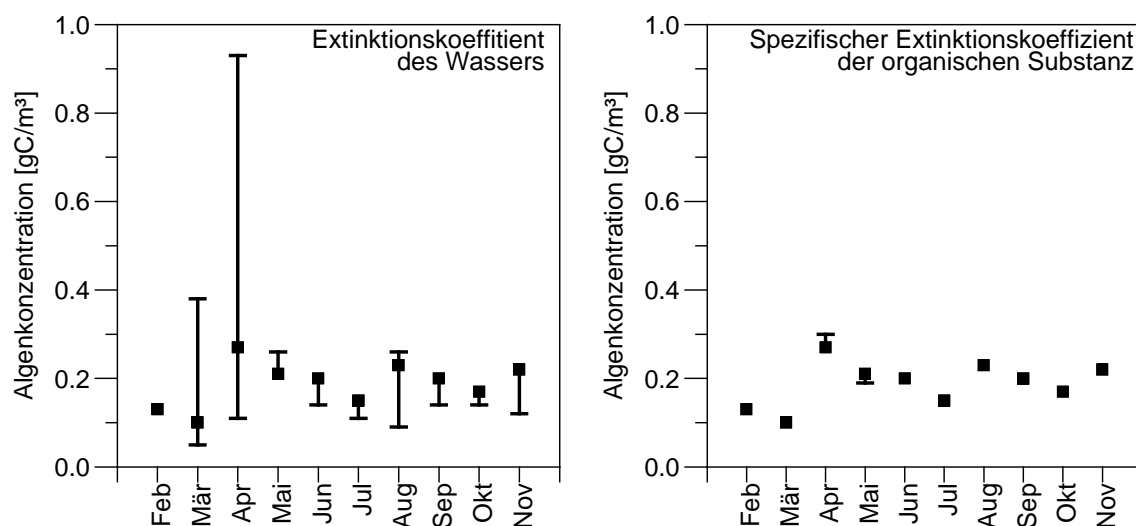


Abb. 50: Sensitivität der mittleren Algenkonzentration gegenüber den Extinktionskoeffizienten (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)

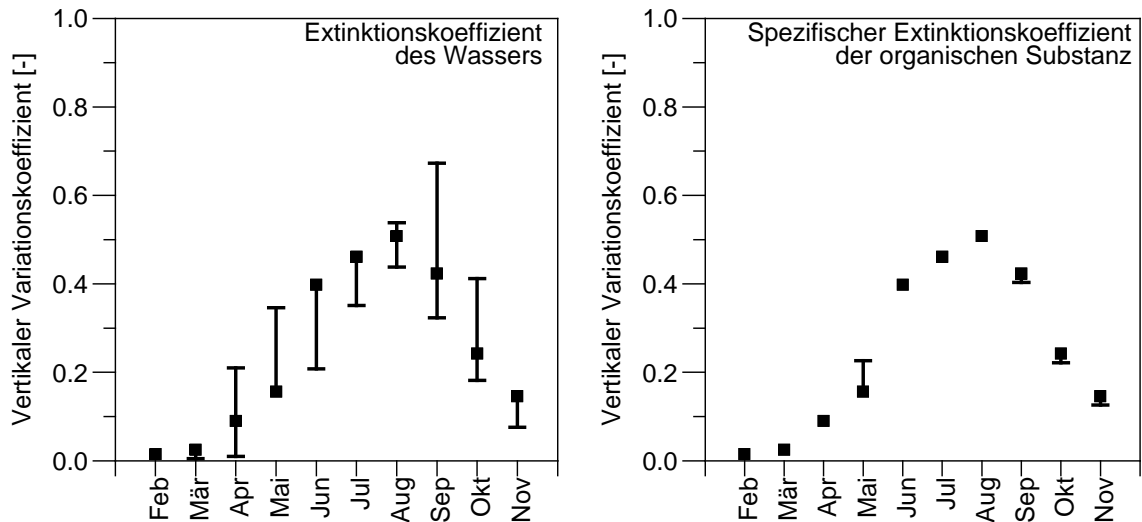


Abb. 51: Sensitivität des vertikalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber den Extinktionskoeffizienten (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)

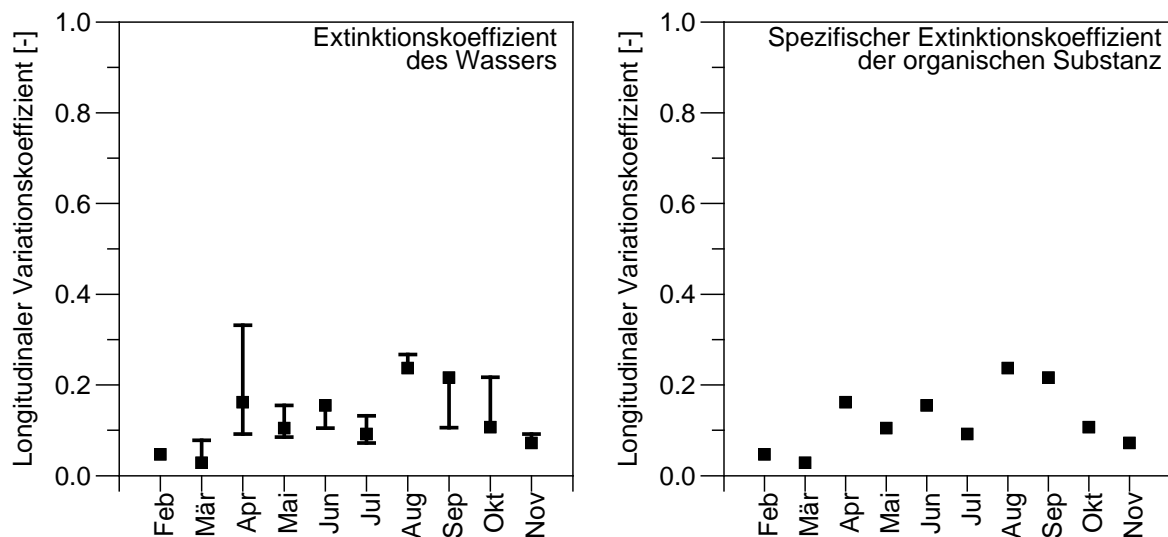


Abb. 52: Sensitivität des longitudinalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber den Extinktionskoeffizienten (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)

Der Einfluß der Extinktionskoeffizienten auf die mittlere Algenkonzentration läßt sich in ähnlicher Weise beschreiben wie der Einfluß der Sättigungsintensität. Auch hier ist der Einfluß im Frühjahr mit auftretender Lichtlimitierung am größten und die mäßige Schwankungsbreite des vertikalen Variationskoeffizienten hängt von der Lage des Algenmaximums ab.

Die Sensitivität der Phytoplanktonkonzentration gegenüber einer Variation der Parameter, die die Wachstums- und Verlustprozesse des Zooplanktons steuern, ist para-

meterabhängig. Ein großer Einfluß ist der maximalen Ingestionsrate und der Halbsättigungskonstanten der Zooplanktoningestion zuzuweisen. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse sind für die maximale Ingestionsrate und die Halbsättigungskonstante der Zooplanktoningestion in den Abb. 53 bis 55 dargestellt.

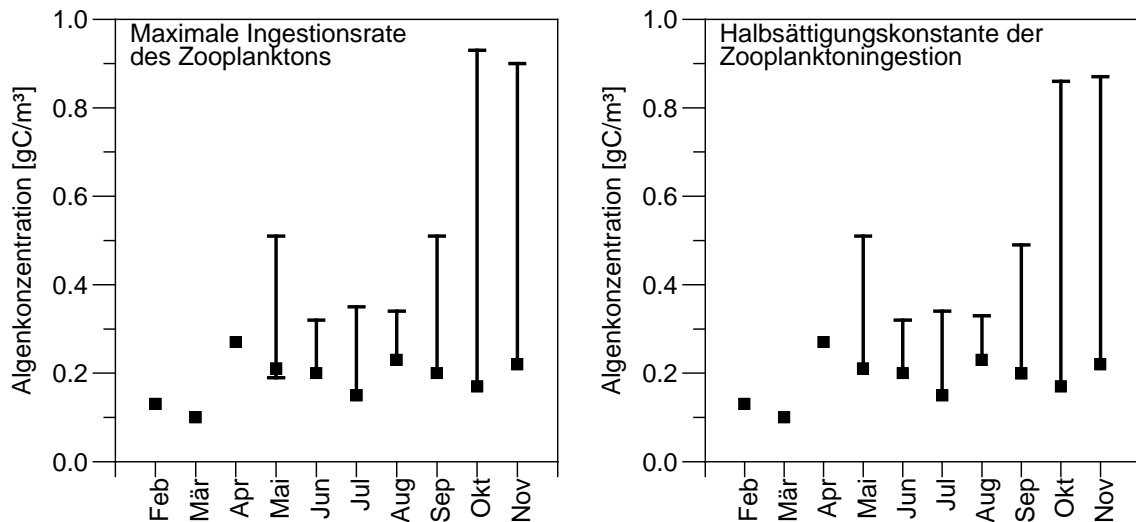


Abb. 53: Sensitivität der mittleren Algenkonzentration gegenüber der maximalen Ingestionsrate des Zooplanktons und der Halbsättigungskonstanten der Zooplanktoningestion (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)

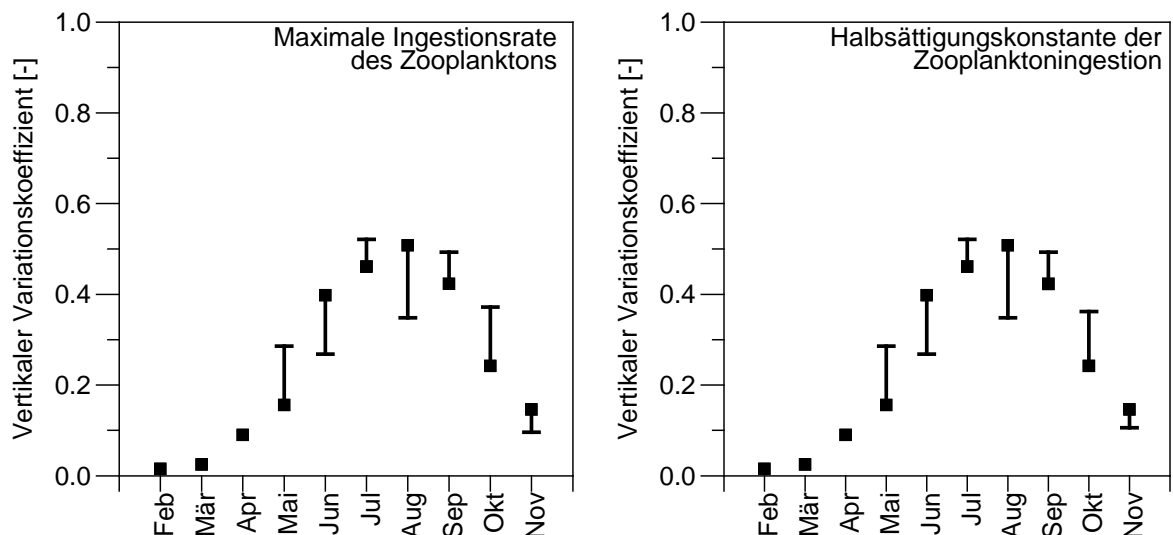


Abb. 54: Sensitivität des vertikalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber der maximalen Ingestionsrate des Zooplanktons und der Halbsättigungskonstanten der Zooplanktoningestion (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)

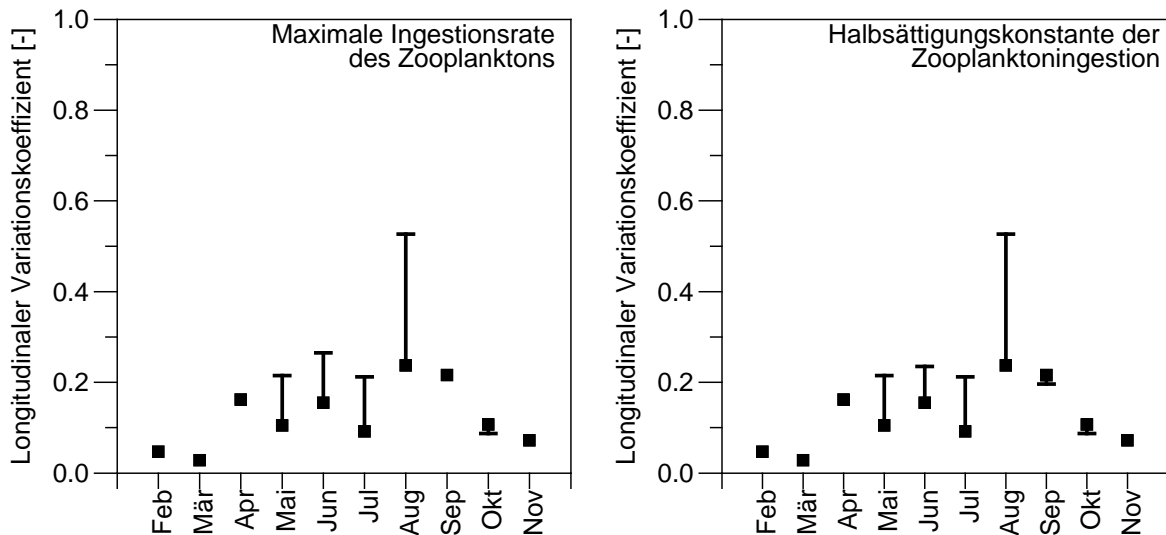


Abb. 55: Sensitivität des vertikalen Variationskoeffizienten der Algenkonzentration gegenüber der maximalen Ingestionsrate des Zooplanktons und der Halbsättigungskonstanten der Zooplanktoningestion (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)

Bei minimaler Ingestionsrate und maximaler Halbsättigungskonstanten der Zooplanktoningestion geht die Zooplanktonkonzentration gegen Null. Damit ist die Ähnlichkeit der Sensitivitäten für diese beiden Parameter zu erklären. In der Kalibrierung wurde eine Ingestionsrate ermittelt, die nur geringfügig kleiner ist als der Maximalwert; die Halbsättigungskonstante entspricht ihrem Minimalwert.

Der Einfluß der Parameter, die den Abbau partikulärer und gelöster organischer Stoffe beschreiben, auf die Phytoplanktonkonzentration, ist sehr gering. Ebenso spielen die Nitrifikations- und die Denitrifikationsrate keine nennenswerte Rolle.

Die Sensitivitätsanalyse der Modellparameter zeigt, daß das Modell grundsätzlich in Übereinstimmung mit den sich in der Natur abspielenden Prozessen reagiert. Die in der Kalibrierung verwendeten Modellparameter sind als plausibel anzusehen. Der longitudinale Variationskoeffizient ist bei allen Modellparametern am wenigsten sensitiv. Eine Ausnahme bilden einzelne Zeitpunkte, zu denen die Algenkonzentration im Wasserkörper der Talsperre auf Null zurückgegangen ist und zu denen sich nur noch im Nahbereich der Zuflüsse Algen befinden. Dies zeigt, daß die longitudinale Variabilität der Algenkonzentration vor allem von den Strömungs- und Transportprozessen abhängig ist und relativ robust gegenüber einer Variation der Modellparameter reagiert. Die mit dem Modell berechnete longitudinale Verteilung der Algen bildet somit eine gute Grundlage für den Vergleich mit den Satellitenbildern.

5.4.3 Funktionen

In Kapitel wurde die Berechnung des Sauerstoffaustauschkoeffizienten mit Hilfe empirischer Formeln erläutert. Aufgrund der großen Variation der sich mit diesen Formeln ergebenden Sauerstoffaustauschkoeffizienten wird hinsichtlich der verwendeten Formel eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Dabei wird neben dem Einfluß auf die Algenkonzentration auch der Einfluß auf die Sauerstoffkonzentration untersucht.

Um einen möglichst großen Schwankungsbereich abzudecken, wurden die Formeln von BANKS-HERRERA und KANWISHER als Grundlage für die Sensitivitätsanalyse verwendet. Die Formel von KANWISHER ist als Standardformel in dem Ausgangsmodell vorgegeben. Es zeigt sich, daß der Einfluß der Berechnungsformel des Sauerstoffaustauschkoeffizienten sehr gering ist. Sowohl die Sauerstoffkonzentration als auch die Algenkonzentration reagieren nur äußerst schwach. In die folgenden Berechnungen geht daher die auch in der Kalibrierung verwendete Formel von KANWISHER ein.

5.4.4 Anfangs- und Randbedingungen

Bezüglich der Anfangs- und Randbedingungen sind im Rahmen der Sensitivitätsanalyse insbesondere die Modellvariablen interessant, die nicht als Meßwerte in der erforderlichen Form vorliegen und sich aus anderen Meßwerten nicht nachprüfbar mit ausreichender Genauigkeit ableiten lassen. Im Fall der Möhnetalsperre handelt es sich hierbei um die Zulauftemperaturen sowie die Phyto- und Zooplanktonkonzentrationen (siehe Kapitel 5.2.2). Folgende Sensitivitäten wurden untersucht:

- Sensitivität der Temperatur bei aus der Regression ermittelten Zuflußtemperaturen (siehe Kapitel 5.2.2) oder Zuflußtemperatur entsprechend der Lufttemperatur,
- Sensitivität der Phytoplanktonkonzentration gegenüber einer Variation des Umrechnungsfaktors für die Phytoplanktonkonzentration aus der Chlorophyll-a-Konzentration zwischen 50 und 200.

Der Einfluß der Zuflußtemperatur auf die Wassertemperatur im Speichersee ist nur sehr gering. Lediglich für den letzten Kalibrierungszeitpunkt im November konnte eine merkliche Reaktion der Wassertemperatur im Speicher festgestellt werden. Dies

ist mit der im Vergleich zum Zufluß geringen Wassermenge im Speicher zu begründen.

Der Umrechnungsfaktor für die Phytoplanktonkonzentration aus der Chlorophyll-a-Konzentration wirkt sich auf die Anfangskonzentrationen und die Zuflußkonzentrationen aus. Der Umrechnungsfaktor wurde zwischen 10 und 200 variiert. In Abb. 56 sind die Schwankungsbereiche des Mittelwertes der Algenkonzentration sowie des vertikalen und des longitudinalen Variationskoeffizienten dargestellt.

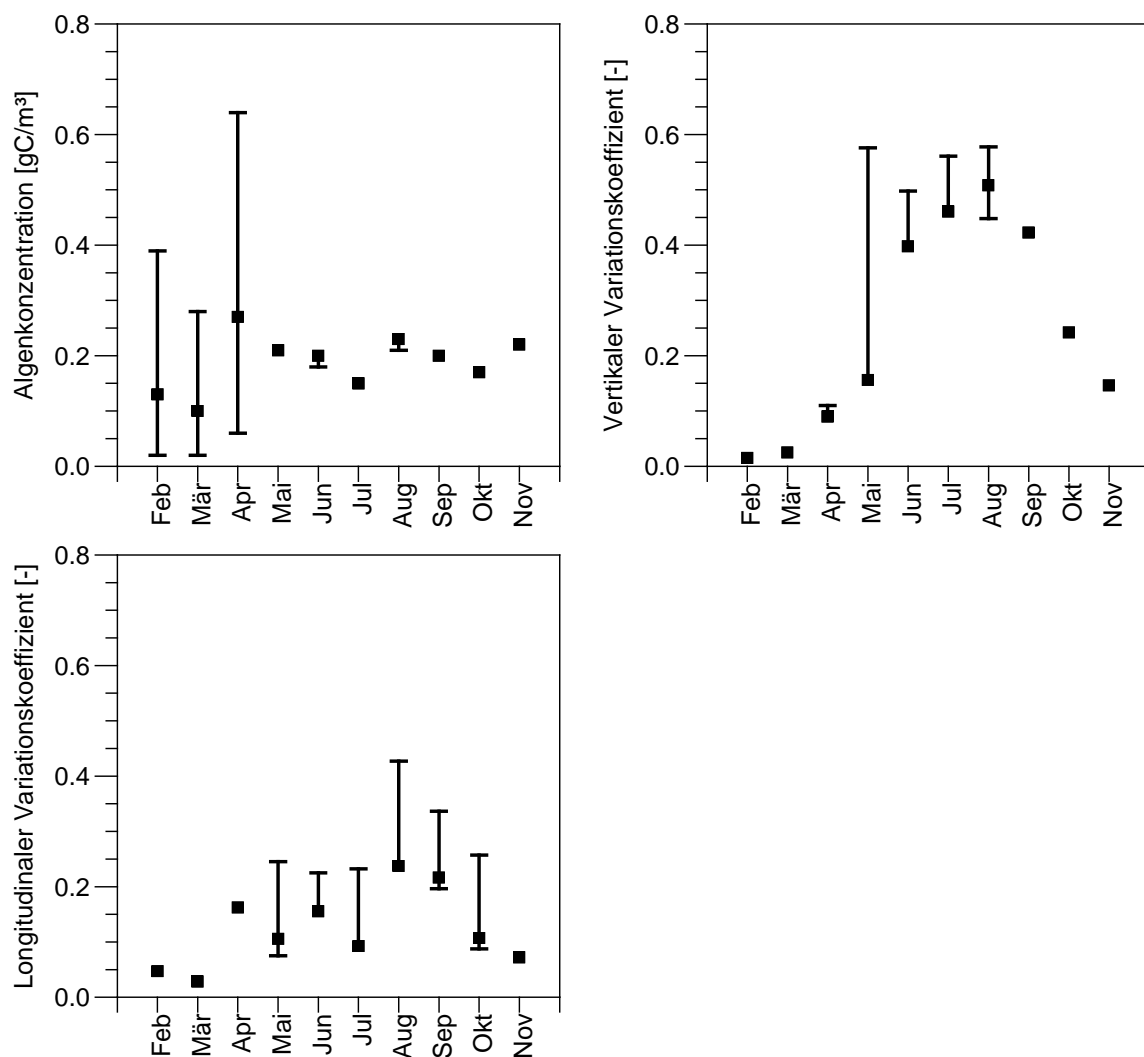


Abb. 56: Sensitivität der Algenkonzentration gegenüber der Variation des Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses (Schwankungsbreite bezogen auf den Kalibrierungswert)

Am Verlauf des Mittelwertes zeigt sich insbesondere der Einfluß der Anfangsbedingungen. Eine hohe Anfangskonzentration des Phytoplanktons bewirkt erhöhte Phytoplanktonkonzentrationen in der Phase der Frühlingsblüte bis Mai. Daraus kann

geschlossen werden, daß der ab Mai erkennbare Einfluß der Randbedingungen auf den longitudinalen Variationskoeffizienten vor allem in der Nähe der Zuflüsse auftritt und sich relativ schnell abbaut. Der Einfluß der Algendynamik in der Talsperre überwiegt zu diesen Zeitpunkten. Der deutliche Peak des vertikalen Variationskoeffizienten für ein maximales Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis ist auf den sehr hohen Eintrag an Chlorophyll-a im April zurückzuführen.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse mit Ausnahme der Mittelwerte zu Beginn des Modellierungszeitraumes und des vertikalen Variationskoeffizienten im Mai eine im Vergleich zur Variationsbreite des Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses schwache Reaktion. Der Schwankungsbereich der für den Vergleich mit den Satellitenbildern interessierenden longitudinalen Variationskoeffizienten ist im März und April vernachlässigbar.

5.5 Validierung

Die Validierung eines Modells gibt Aufschluß darüber, inwieweit die den betrachteten Prozessen zugrundeliegenden Mechanismen in den Modellansätzen und -parametern realitätsnah berücksichtigt sind. Für die Validierung wurden daher die gleichen Modellparameter verwendet wie für die Kalibrierung.

Die Temperatur konnte mit guter Genauigkeit, wenn auch etwas schlechter als in der Kalibrierung, nachgebildet werden. Tab. 14 zeigt die ermittelten Gütemaße der Temperaturvalidierung für die Validierungszeitpunkte.

Meß- stelle	Gütemaß für die Meßzeitpunkte [-]								
	10.03.	07.04.	05.05.	02.06.	30.06.	11.08.	08.09.	06.10.	03.11.
Vor der Staumauer	0,08	0,07	0,11	0,18	0,14	0,09	0,12	0,12	0,15
Hevearm	-	0,12	0,17	0,22	0,12	0,17	0,13	0,10	0,18
Körbecker Brücke	0,22	0,14	0,14	0,13	0,16	0,16	0,12	0,10	0,14

Tab. 14: Gütemaße der Temperaturvalidierung

Die Ergebnisse der Temperaturvalidierung sind für alle Meßstellen und Meßzeitpunkte in den Anlagen 35 bis 37 graphisch dargestellt.

Die Simulation der Wassergüte im Validierungsjahr 1997 ergab folgende Gütemaße:

Wasserinhaltsstoff	Meßstelle	Gütemaß für die Meßzeitpunkte [-]								
		10.03.	07.04.	05.05.	02.06.	30.06.	11.08.	08.09.	06.10.	03.11.
Sauerstoff	Vor der Staumauer	0,08	0,06	0,09	0,19	0,29	0,49	0,47	0,10	0,03
	Hevearm	-	0,06	0,08	0,17	0,36	0,42	0,45	0,01	0,03
	Körbecker Brücke	0,01	0,04	0,09	0,13	0,31	0,30	0,11	0,03	0,06
Ammonium-Stickstoff	Vor der Staumauer	0,10	0,50	0,47	0,69	0,79	0,76	1,31	0,79	0,78
	Hevearm	-	0,25	0,59	0,87	0,27	0,73	0,98	0,89	0,59
	Körbecker Brücke	0,56	0,06	0,63	0,73	0,08	0,86	0,64	0,80	0,18
Nitrat+Nitrit-Stickstoff	Vor der Staumauer	0,11	0,12	0,10	0,08	0,03	0,11	0,09	0,10	0,03
	Hevearm	-	0,10	0,08	0,08	0,01	0,03	0,20	0,13	0,04
	Körbecker Brücke	0,22	0,16	0,11	0,04	0,05	0,04	0,02	0,15	0,00
Siliziumdioxid-Silizium	Vor der Staumauer	0,18	0,14	0,19	0,25	0,39	0,53	0,47	0,51	0,33
	Hevearm	-	0,17	0,19	0,22	0,30	0,57	0,65	0,02	0,34
	Körbecker Brücke	0,19	0,17	0,17	0,21	0,59	1,79	1,64	0,32	0,27
Anorganischer Kohlenstoff	Vor der Staumauer	0,09	0,11	0,06	0,08	0,08	0,11	0,15	0,19	0,12
	Hevearm	-	0,09	0,06	0,08	0,09	0,12	0,13	0,05	0,13
	Körbecker Brücke	0,11	0,12	0,06	0,05	0,10	0,07	0,04	0,07	0,11
Gelöste organische Stoffe	Vor der Staumauer	0,04	0,10	0,08	0,21	0,30	0,28	0,27	0,28	0,33
	Hevearm	-	0,04	0,11	0,20	0,32	0,31	0,25	0,29	0,33
	Körbecker Brücke	0,10	0,03	0,07	0,21	0,29	0,32	0,35	0,34	0,33
Phytoplankton	Vor der Staumauer	0,22	0,19	0,70	0,71	0,51	0,55	0,31	0,33	0,91
	Hevearm	-	0,13	0,74	0,71	0,44	0,68	0,25	0,12	0,15
	Körbecker Brücke	0,24	0,70	0,81	0,36	0,82	0,31	0,07	0,11	0,59

Tab. 15: Gütemaße der Validierung der Wasserinhaltsstoffe

Die Ergebnisse der Gütevalidierung sind für alle Meßstellen und Meßzeitpunkte in den Anlagen 38 bis 58 graphisch dargestellt.

Insgesamt sind die Gütemaße den Gütemaßen aus der Kalibrierung ähnlich. Für das Phytoplankton konnte eine wesentlich bessere Anpassung erreicht werden als bei der Kalibrierung. Dies zeigt, daß der Umrechnungsfaktor zwischen Chlorophyll-a-Konzentration und Phytoplanktonkonzentration keineswegs konstant ist.

Nicht nachgebildet werden konnte die hohe Ammonium-Stickstoff-Konzentration im September, die aus der anaeroben Freisetzung aus dem Sediment resultiert. Dies deutet darauf hin, daß das Sedimentmodul mit den konstanten Freisetzungsraten

nicht hinreichend komplex ist. Aufgrund der Datenlage ist eine weitere Verfeinerung des Sedimentmoduls jedoch nicht sinnvoll.

Weitere Validierungsgrößen sind, analog zur Kalibrierung, die Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe am Auslauf der Talsperre. Die Zeitreihen sind in den Anlagen 59 und 60 graphisch dargestellt. Die zeitlich gemittelten Gütemaße betragen:

Wasserinhaltsstoff	Temperatur	Sauerstoff	Nitrat-Stickstoff	Ammonium-Stickstoff
Gütemaß	0,20	0,61	0,12	0,40

Tab. 16: Gütemaße der Auslaufkonzentrationen

Das Gütemaß für die Konzentration des gelösten Sauerstoffs ist deutlich schlechter als in der Kalibrierung. Der Sauerstoff nimmt in der Simulation etwas zu langsam ab, zeigt aber grundsätzlich das gleiche Verhalten wie in der Realität. Die Gütemaße der Stickstoffkomponenten hingegen sind gegenüber der Kalibrierung verbessert.

Eine weitere Einschätzung der Güte der Validierung ist, ebenfalls analog zur Kalibrierung, mit einer Stoffbilanz des Gesamtphosphors und des Gesamtstickstoffs möglich. Die Jahresfracht an Gesamtphosphor betrug im Zulauf der Talsperre 13,45 t/a; die Jahresfracht an Gesamtstickstoff belief sich auf 850,32 t/a. Die Regression zur Berechnung der Gesamtstickstoffkonzentration aus der Konzentration des anorganischen Stickstoffs ist in Abb. 57 dargestellt. Da für das Validierungsjahr keine Konzentrationen des Orthophosphat-Phosphors vorliegen, wurde zur Berechnung des Gesamtphosphors aus dem Orthophosphat-Phosphor die für das Kalibrierungsjahr 1995 ermittelte Regression verwendet (Abb. 45).

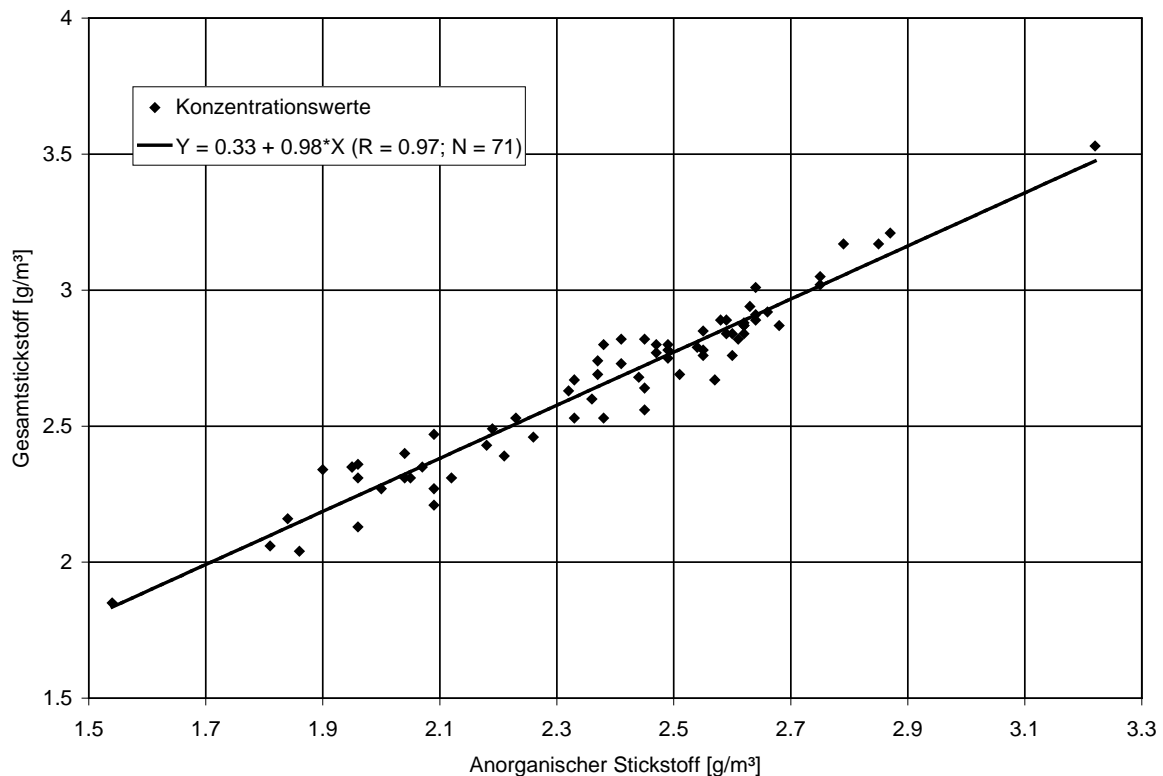


Abb. 57: Regression der Gesamtstickstoffkonzentration und der Konzentration des anorganischen Stickstoffs

Es ergeben sich folgende Jahresfrachten im Ablauf der Talsperre:

	Anorganischer Stickstoff [t/a]	Orthophosphat-Phosphor [t/a]	Gesamtstickstoff [t/a]	Gesamtphosphor [t/a]
Gemessen			547,07	5,11
Berechnet	500,20	0,76	543,76	3,33

Tab. 17: Jahresfrachten von Stickstoff- und Phosphorkomponenten im Ablauf der Mönchetalssperre (1997)

Die Übereinstimmung zwischen gemessener und berechneter Jahresfracht des Gesamtstickstoffs ist mit einer Abweichung von 1 % als sehr gut zu bezeichnen und entspricht der in der Kalibrierung erzielten Genauigkeit. Die Übereinstimmung zwischen gemessener und berechneter Gesamtphosphorkonzentration ist hingegen mit einer Abweichung von 53,4 % deutlich schlechter als in der Kalibrierung. Der Grund hierfür ist in der Ermittlung des Orthophosphat-Phosphors mittels der für das Kalibrierungsjahr 1995 aufgestellten Regression zu sehen. Die zeitliche Übertragbarkeit der Regression erscheint aufgrund der deutlich verminderten Stoffeinträge im Jahr 1997 fraglich.

Insgesamt zeigt das Ergebnis der Validierung, daß das Modell in der Lage ist, die in der Natur stattfindenden Prozesse hinreichend genau nachzubilden. Die zeitliche Übertragbarkeit ist damit gegeben.

6 Auswertung der Fernerkundungsdaten

6.1 Bestimmung der Temperatur

Die Berechnung der Temperatur aus den Fernerkundungsdaten erfolgt nach dem inversen PLANCK'schen Gesetz (siehe Kapitel 2). Zum Vergleich dienen die mit dem Modell berechneten Temperaturen der oberen Schicht für alle Segmente.

Die berechneten und gemessenen Temperaturlängsschnitte sind in den Abb. 58 bis 60 dargestellt.

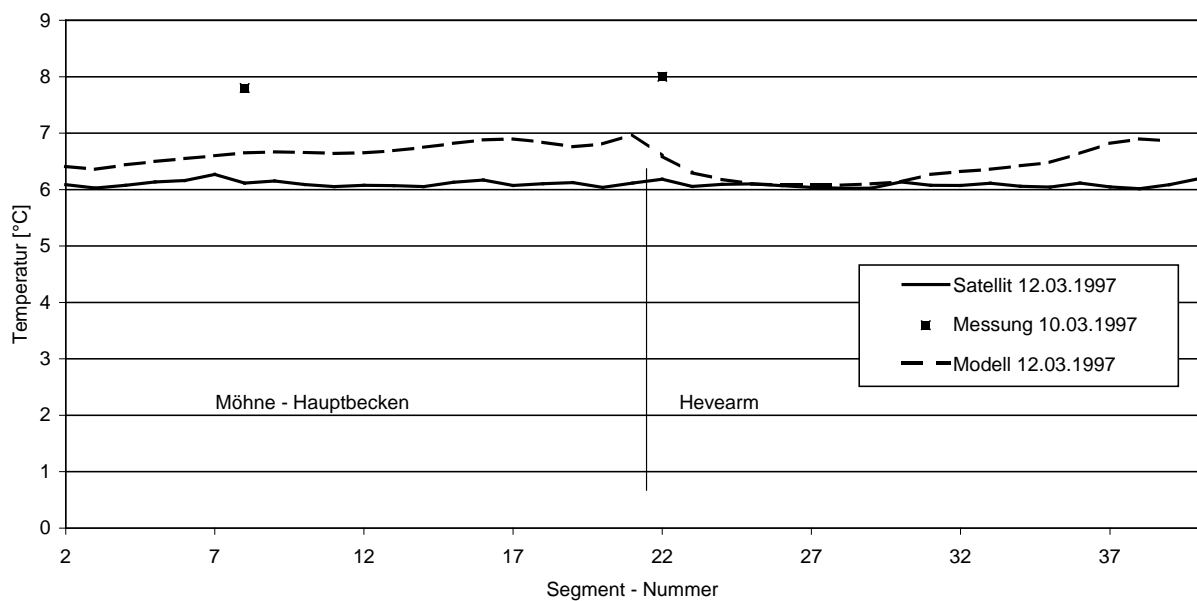


Abb. 58: Vergleich der berechneten und gemessenen Temperaturlängsschnitte an der Seeoberfläche für März 1997

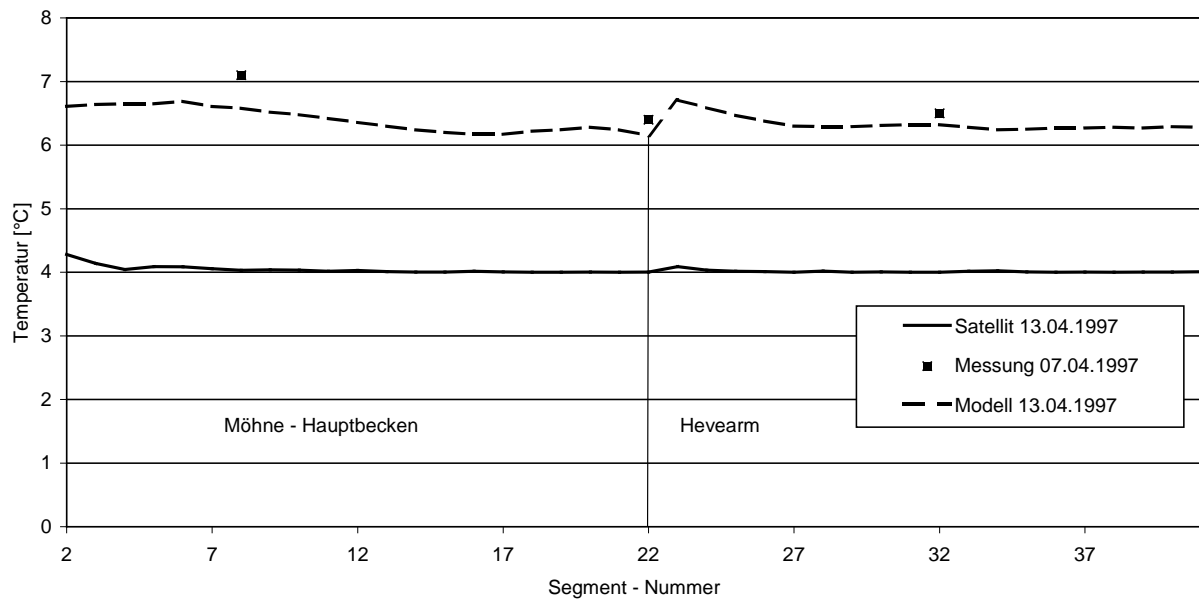


Abb. 59: Vergleich der berechneten und gemessenen Temperaturlängsschnitte an der Seeoberfläche für April 1997

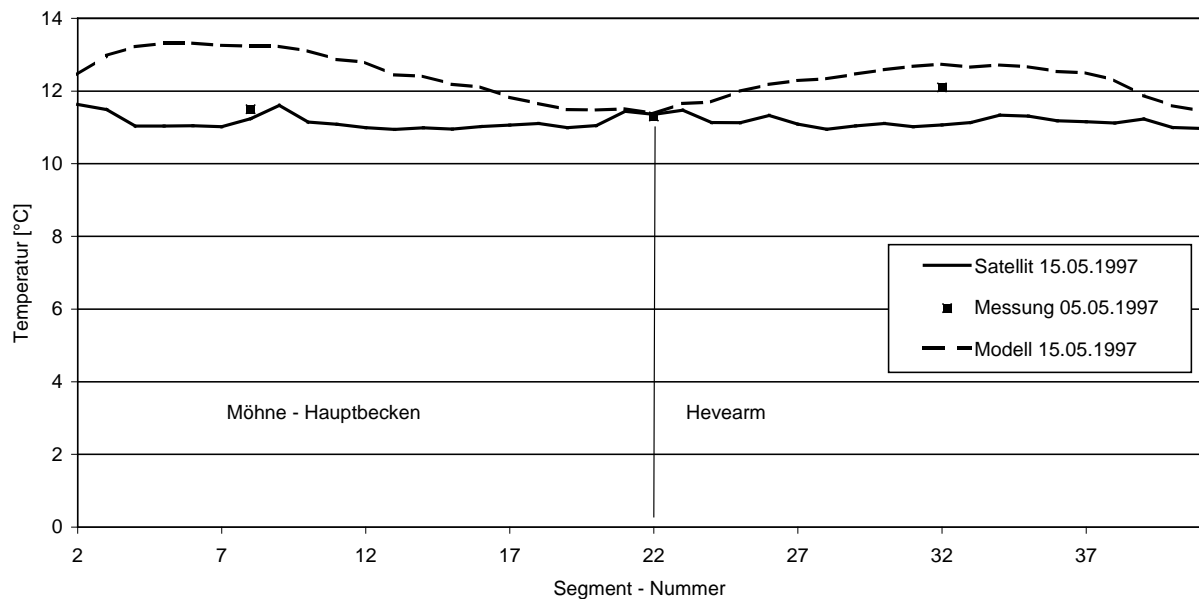


Abb. 60: Vergleich der berechneten und gemessenen Temperaturlängsschnitte an der Seeoberfläche für Mai 1997

Geringere Schwankungen in den aus den Fernerkundungsdaten berechneten Temperaturen erklären sich aus dem Einfluß der Uferbereiche.

Die mit dem Modell berechnete Temperaturverteilung weist für alle Zeitpunkte einen unterschiedlich ausgeprägten Gradienten von der Stauwurzel zur Staumauer auf. Dieser ist durch den Wind begründet und auch durch Messung belegt. Auf den Satellitenbildern ist dieser Temperaturgradient nicht zu erkennen. Eine Ursache hierfür ist

in der Atmosphärenkorrektur zu sehen (siehe Kapitel 4.4.3). Weiterhin ist zu beachten, daß die räumliche Auflösung des Thermalkanals ein 120 m-Raster ist. In der Realität vorhandene Temperaturunterschiede werden durch die Mittelung überdeckt.

Bei allen hier verwendeten Satellitenbildern wird die Oberflächentemperatur unterschätzt. Dies widerspricht den von (CIPOLLINI et al., 1994) und (GOETZ et al., 1995) veröffentlichten Ergebnissen, die eine systematische Überschätzung der Oberflächentemperatur zeigen. Von (SCHNEIDER, 1996) hingegen wurde eine sehr gute Übereinstimmung erreicht (siehe Kapitel 2). Mögliche Gründe für die Überschätzung der Oberflächentemperatur sind nach (SCHNEIDER, 1996) die falsche Bestimmung der Emissivität oder die verwendete Kalibrierformel.

Insbesondere das Satellitenbild vom April 1997 zeigt eine deutliche Unterschätzung der Oberflächentemperatur. Die Gründe hierfür sind in der mangelnden Qualität der Atmosphärenkorrektur zu sehen. Der Einfluß der Atmosphärenkorrektur sowohl auf die absoluten Temperaturen als auch auf die räumliche Heterogenität der Temperaturverteilung ist groß. In (SCHNEIDER, 1996) wird der Einfluß der Atmosphärenkorrektur anhand von 31 Satellitenbildern quantifiziert. Es zeigte sich, daß sich die Temperaturen bei Berücksichtigung der Atmosphärenkorrektur um bis zu 3,6 K von den Temperaturen ohne Berücksichtigung der Atmosphärenkorrektur unterscheiden. Die Temperaturschrittweite pro Grauwert stieg bei Berücksichtigung der Atmosphärenkorrektur um 1,6 K.

Ein weiterer Grund für Temperaturunterschiede zwischen Modell und Fernerkundungsdaten ist darin zu sehen, daß die vom Modell berechnete Temperatur für die obere Schicht gilt. Die aus den Fernerkundungsdaten ermittelte Temperatur hingegen ist die Temperatur der Grenzschicht zwischen Wasser und Atmosphäre (siehe Kapitel 2).

Für das Satellitenbild vom März 1997 zeigt die Berechnung der Oberflächentemperatur aus den Fernerkundungsdaten eine gute Übereinstimmung mit dem Ergebnis der Wassergütemodellierung. Die Abweichung zwischen modellierter Temperatur und Temperatur aus den Fernerkundungsdaten beträgt im Mittel 0,45 K. Auch für das Satellitenbild vom Mai 1997 ist die Übereinstimmung mit einem mittleren Unterschied von 1,23 K noch akzeptabel.

Unterschiede zu den gemessenen Werten lassen sich vor allem mit dem unterschiedlichen Datum der Messung begründen.

Insgesamt zeigt die Temperaturermittlung, daß der korrekten Erfassung der Atmosphäre eine besondere Bedeutung zukommt. Stimmt das an der zumeist in einiger Entfernung gelegenen Klimastation gemessene Atmosphärenprofil nicht mit dem Atmosphärenprofil des Untersuchungsgebietes überein, wie es für das Satellitenbild vom April 1997 zu vermuten ist, so lassen sich keine verlässlichen Aussagen über die Oberflächentemperatur treffen. Die räumliche Variation der Oberflächentemperatur ist aus den vorliegenden Daten nicht ableitbar. Eine Kalibrierung des Wassergütemodells an den Fernerkundungsdaten ist daher im Fall der Oberflächentemperatur nicht möglich.

6.2 Bestimmung der Phytoplanktonkonzentration

6.2.1 Vorgehen

Die Phytoplanktonkonzentration läßt sich mit Hilfe eines semi-empirischen Ansatzes aus Pigmentindizes der Kanäle 1, 2 und 3 ermitteln (siehe Kapitel 4.4.5). Da in den einzelnen Bereichen der Möhnetalsperre große Unterschiede sowohl in der Algenkonzentration als auch in der Algenzusammensetzung bestehen, wurde in der Auswertung der Fernerkundungsdaten zwischen Hauptarm und Hevearm unterschieden.

In den Anlagen 2 bis 4 sind für das Hevevorbecken deutlich erhöhte Reflektanzen in allen Kanälen zu erkennen. Die gemessenen Phytoplanktonkonzentrationen sind im Hevevorbecken jedoch sehr gering. Dies deutet darauf hin, daß die Reflektanz des Hevevorbeckens nicht hauptsächlich durch das Phytoplankton hervorgerufen wird, sondern andere Wasserinhaltsstoffe, z.B. anorganische Sedimente, eine entscheidende Rolle spielen. Die Vorbecken werden in den folgenden Untersuchungen nicht betrachtet.

Grundlage des semi-empirischen Ansatzes sind die mit dem Modell berechneten, über die Segmente gemittelten Algenkonzentrationen. Die Algenkonzentration [gC/m^3] wird über eine Tiefe von ca. 3,50 m (Sichttiefe) integriert, d.h. daß je nach Wasserstand die oberen drei bis vier Schichten betrachtet werden. Die sich daraus ergebenden Algenlängsschnitte sind in den Abb. 61 und 62 für den Hauptarm und den Hevearm dargestellt.

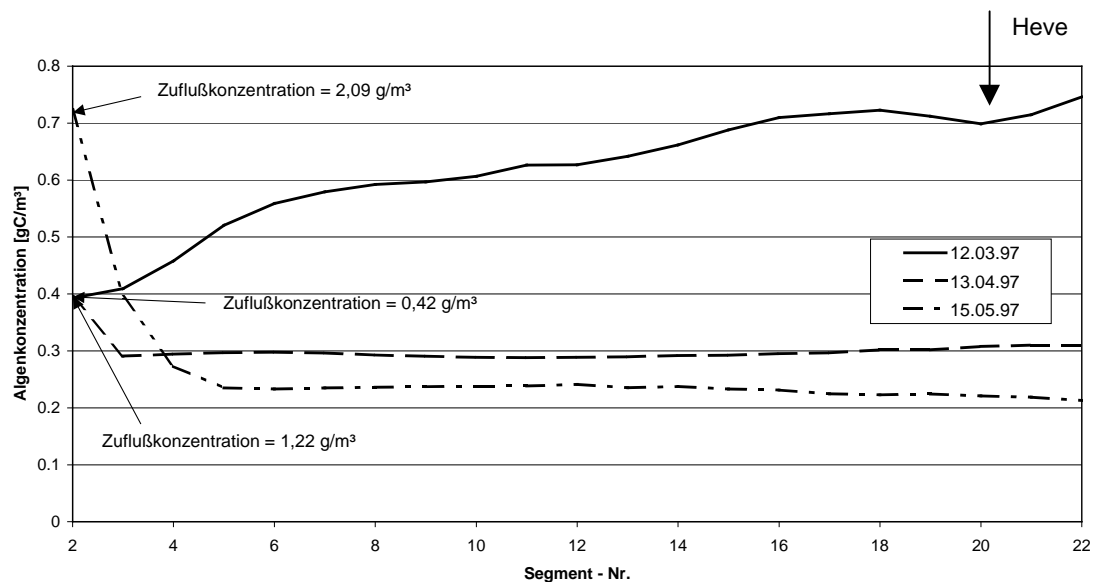


Abb. 61: Längsschnitte der Phytoplanktonkonzentrationen im Hauptarm der Möhnetalsperre für die Zeitpunkte des Satellitenüberfluges

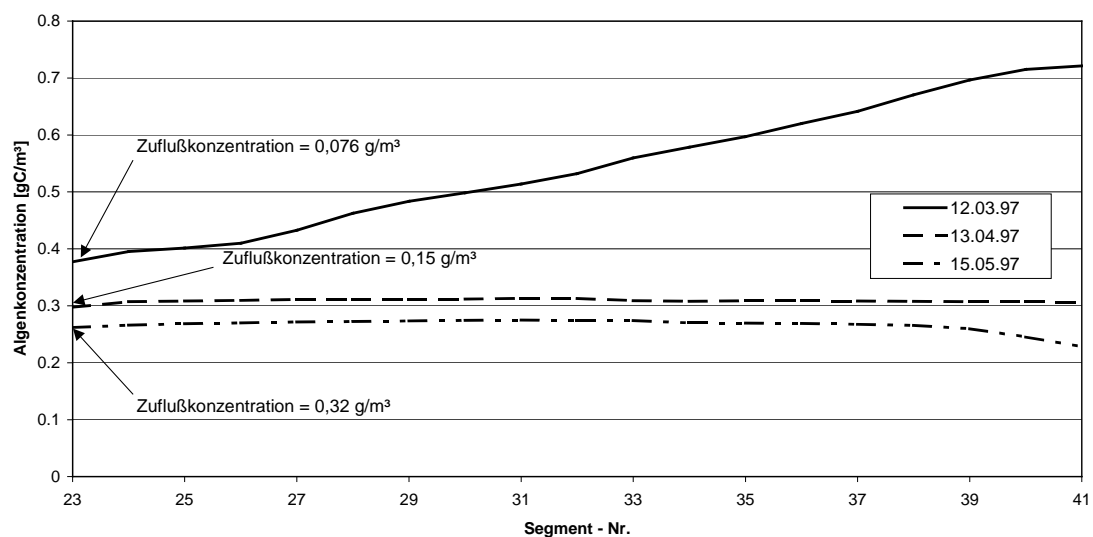


Abb. 62: Längsschnitte der Phytoplanktonkonzentrationen im Hevearm für die Zeitpunkte des Satellitenüberfluges

Ein ausgeprägter longitudinaler Gradient ist in beiden Bereichen des Stausees nur für den 12.03.1997 erkennbar. Im Hauptarm fallen die hohen Zuflußkonzentrationen auf, die erhöhte Phytoplanktonkonzentrationen in den oberen beiden Segmenten des Stausees zur Folge haben. Da die Datenbasis für die Zuflußkonzentrationen mit monatlichen Werten eine sehr geringe zeitliche Auflösung besitzt, ist davon auszugehen, daß diese Werte mit Fehlern behaftet sind. Es ist zudem unwahrscheinlich, daß sich in der Natur ein derart starker Konzentrationsgradient zwischen zwei Segmenten ausbildet, wie er in der Abb. 61 zwischen den Segmenten drei und vier für den

13.04.1997 und den 15.05.1997 zu erkennen ist. Für die Auswertung der Satellitenbilder werden daher die oberen beiden Segmente aus der Grundgesamtheit entfernt.

Aufgrund der bestehenden Unsicherheiten bei der Modellparameterschätzung, wird auf der Basis der im Rahmen der Modellkalibrierung durchgeführten Sensitivitätsanalyse (siehe Kapitel 5.4) zunächst der Einfluß der maßgeblichen Randbedingungen und Modellparameter auf den semi-empirischen Ansatz geprüft. Eine besondere Rolle spielt dabei das Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis, da dieser Parameter im Rahmen der Kalibrierung nicht variiert wurde.

Um die Auswirkungen der Parametervariation besser einschätzen zu können, wurden die Algenlängsschnitte zwischen Null und Eins normiert. Damit ergibt sich eine überhöhte Darstellung. Die Normierung erfolgte nach folgender Formel:

$$C_{a,norm} = \frac{C_{alg} - C_{a,min}}{C_{a,max} - C_{a,min}} \quad (57)$$

mit:

C_{alg} simulierte Algenkonzentration, integriert über 3,50 m Tiefe für ein Segment [gC/m³]

$C_{a,min}$ minimale Algenkonzentration aller Segmente, integriert über 3,50 m Tiefe [gC/m³]

$C_{a,max}$ maximale Algenkonzentration aller Segmente, integriert über 3,50 m Tiefe [gC/m³]

$C_{a,norm}$ normierte Algenkonzentration, integriert über 3,50 m Tiefe für ein Segment [-]

Danach werden Regressionen der Pigmentindizes Kanal 1 / Kanal 2 sowie Kanal 3 / Kanal 2 und der Phytoplanktonkonzentrationen in Fließrichtung der Talsperre (Hevearm und Hauptarm) aufgestellt.

6.2.2 Satellitenbild vom 12.03.1997

Für das Satellitenbild vom 12.03.1997 wurden nach der Atmosphärenkorrektur relativ hohe Reflektanzen erhalten (siehe Tab. 8). Die longitudinalen Variationskoeffizienten der Pigmentindizes sind jedoch gering. Sie betragen 0,034 für das Verhältnis Kanal 1 / Kanal 2 und 0,018 für das Verhältnis Kanal 3 / Kanal 2. Die longitudinalen Verläufe der Pigmentindizes verhalten sich entgegengesetzt, d.h. der Pigmentindex Kanal 1 / 2 weist einen Abfall und der Pigmentindex Kanal 3 / Kanal 2 einen Anstieg von der

Stauwurzel zur Staumauer hin auf. Die Absorption ist jedoch theoretisch in den Kanälen 1 und 3 höher als die Absorption im Kanal 2, so daß beide Pigmentindizes einen gleichgerichteten Anstieg aufweisen müßten (siehe Kapitel 4.4.5). Die Ursache für das gegensätzliche Verhalten kann auf den hohen Anteil an Kieselalgen zurückgeführt werden.

Ein ähnliches Phänomen trat auch in der Untersuchung von (SCHNEIDER, 1996) für den Bodensee auf und ist in der Form des Absorptionsspektrums der Kieselalgen begründet (siehe Abb. 38). Zu beachten ist jedoch auch der sehr geringe longitudinale Variationskoeffizient des Pigmentindex Kanal 3 / Kanal 2 und der damit verbundene sehr geringe Schwankungsbereich der Absolutwerte der Reflektanzen. Dies deutet auf eine geringe longitudinale Variabilität der Phytoplanktonkonzentration oder auf Mängel in der Atmosphärenkorrektur hin.

Die Analyse der Eingabedaten hat gezeigt, daß das Zooplankton im März noch keine Rolle spielt. Es kann daher als Einflußgröße vernachlässigt werden.

Bei Variation des Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses ergeben sich die in den Abb. 63 und 64 dargestellten normierten longitudinalen Verläufe der Phytoplanktonkonzentration.

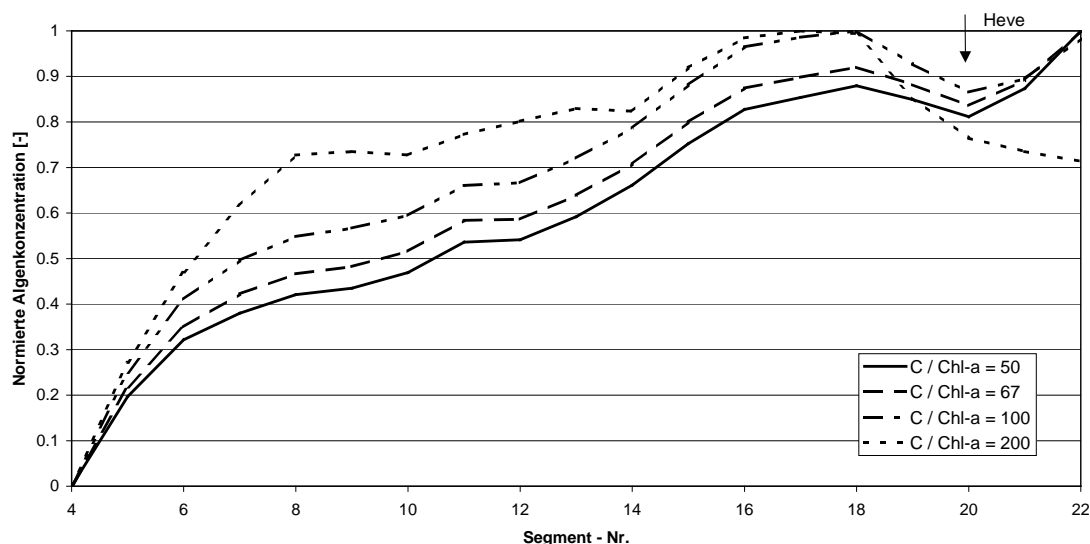


Abb. 63: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hauptarm

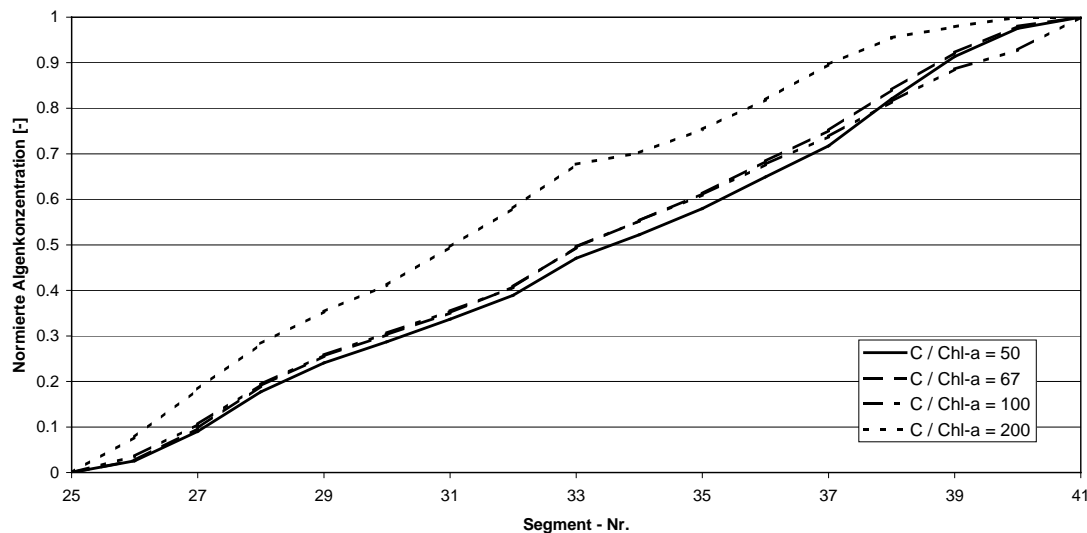


Abb. 64: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hevearm

Die longitudinale Variabilität der Phytoplanktonkonzentration ändert sich im Hauptarm für Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse zwischen 50 und 100 mäßig; im Hevearm sind keine signifikanten Änderungen erkennbar. Eine deutliche Änderung tritt in beiden Bereichen des Stausees erst bei einem Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $C / \text{Chl-a} = 200$ auf. Bei größerem Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis wird im Hauptarm ein Maximum der Phytoplanktonkonzentration in der Nähe des Zuflusses des Hevearms erreicht.

In den folgenden Tab. 18 und 19 sind die sich bei Variation des Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses ergebenden Regressions- und Korrelationskoeffizienten für eine Regression der Form $Y = a \cdot X^b$ für den Hauptarm und den Hevearm dargestellt.

C / Chl-a [-]	a		b		R	
	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
50	0,83	1,23	-3,26	4,80	0,78	0,61
67	0,99	1,37	-2,95	4,18	0,78	0,58
100	1,24	1,53	-2,45	3,15	0,77	0,53
200	1,59	1,57	-1,38	1,06	0,68	0,27

Tab. 18: Regressionen der Pigmentindizes (X) und der Phytoplanktonkonzentration (Y) für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse im Hauptarm der Mühnetalsperre, z.B. für $C / \text{Chl-a} = 50$ und $P_i = K1 / K2 = 1,16$:

$$Y = 0,83 \cdot X^{-3,26} = 0,51 \text{ gC/m}^3$$

C / Chl-a [-]	a		b		R	
	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
50	0,37	0,52	0,91	1,09	0,15	0,16
67	0,48	0,65	0,82	1,04	0,14	0,16
100	0,63	0,84	0,73	0,93	0,14	0,16
200	1,09	1,26	0,32	0,58	0,09	0,15

Tab. 19: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse im Hevearm

Der Regressionskoeffizient a erhöht sich erwartungsgemäß mit steigendem Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis. Der Anstieg der Regressionen als Maß für die longitudinale Variation wird mit zunehmendem Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis flacher. Die Ursache hierfür ist in der Annäherung der longitudinalen Verläufe der Phytoplanktonkonzentrationen zur Staumauer hin und damit dem abnehmenden Einfluß der Randbedingungen zu sehen.

Für ein Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 200$ verringern sich die Korrelationskoeffizienten deutlich. Dies deutet darauf hin, daß Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse in dieser Größenordnung für die Möhnetalsperre zu groß sind. Für das im Rahmen der Kalibrierung und Validierung verwendete Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis $\text{Chl-a} / \text{C} = 67$ wird eine deutliche (Kanal 3 / Kanal 2) bzw. enge (Kanal 1 / Kanal 2) Korrelation erreicht. Eine leichte Verbesserung der Korrelationskoeffizienten zeichnet sich für das Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis $\text{Chl-a} / \text{C} = 50$ ab. Anhand der beiden anderen Satellitenbilder muß geprüft werden, ob sich daraus eine generelle Aussage zum Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis im Stausee ableiten läßt.

Die Korrelationen für den Hevearm sind für alle Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse sehr gering.

Bei Variation der Modellparameter ergeben sich die in Tab. 20 dargestellten longitudinalen Variationskoeffizienten der Phytoplanktonkonzentration. Das Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis betrug für die folgenden Berechnungen $\text{Chl-a} / \text{C} = 100$.

Modellparameter	Longitudinaler Variationskoeffizient [-]	
	Maximum	Minimum
Validierung	0,101	
Grenztemperaturen	0,101	0,113
Maximale Algenwachstumsrate	0,096	0,111
Maximale Respirationsrate	0,073	0,104
Halbsättigungskonstante für Ortho-phosphat-Phosphor-Limitierung	0,172	0,130
Aussinkrate	0,096	0,222
Sättigungsintensität	0,085	0,149
Extinktionskoeffizient des Wassers	0,028	0,056

Tab. 20: Longitudinale Variationskoeffizienten für ausgewählte Modellparameter

Die Größenordnung der longitudinalen Variationskoeffizienten entspricht der in der Kalibrierung erhaltenen Größenordnung. Ein Einfluß aller Modellparameter auf den longitudinalen Variationskoeffizienten ist zu erkennen. In Tab. 21 sind die sich bei Variation der Modellparameter ergebenden Regressions- und Korrelationskoeffizienten für eine Regression der Form $Y = a \cdot X^b$ für den Hauptarm dargestellt.

Modellparameter		a		b		R	
		K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
Validierung		1,24	1,53	-2,45	3,15	0,77	0,53
Grenztemperaturen	Max.	0,22	0,14	2,14	-4,28	0,71	0,75
	Min.	1,82	2,16	-2,73	3,16	0,75	0,46
Maximale Algenwachstumsrate	Max.	1,92	1,59	-1,69	0,35	0,54	0,06
	Min.	0,20	0,11	2,31	-4,65	0,70	0,74
Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor-Limitierung	Max.	0,13	0,06	3,67	-7,07	0,72	0,73
	Min.	1,46	2,06	-3,17	4,47	0,77	0,58
Maximale Respirationsrate	Max.	0,18	0,13	1,49	-2,95	0,69	0,72
	Min.	1,26	1,60	-2,51	3,33	0,77	0,54
Aussinkrate	Max.	0,25	0,17	2,07	-3,70	0,74	0,70
	Min.	2,96	0,97	-5,12	8,81	0,75	0,68
Sättigungsintensität	Max.	0,81	1,01	-2,04	2,86	0,78	0,58
	Min.	0,73	0,28	2,46	-7,10	0,52	0,79
Extinktionskoeffizient des Wassers	Max.	0,40	0,44	-0,62	1,04	0,75	0,67
	Min.	1,54	1,18	-0,13	-1,34	0,08	0,41

Tab. 21: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für ausgewählte Modellparameter im Hauptarm der Mönchetalssperre

Die Regressionskoeffizienten weisen einen sehr großen Schwankungsbereich mit positiven und negativen Regressionskoeffizienten b auf. Positive Regressionskoeffizienten b können grundsätzlich mit dem Vorhandensein hoher Kieselalgenkonzentrationen begründet werden. Die Korrelationskoeffizienten ändern sich dabei nur wenig. Nur bei Minimierung des Extinktionskoeffizienten und bei Maximierung der Algenwachstumsrate sind mäßige bzw. keine Korrelationen feststellbar. Es ist zu erkennen, daß sich für die Pigmentindizes Kanal 1 / Kanal 2 und Kanal 3 / Kanal 2 immer entgegengesetzte Anstiege ergeben (mit Ausnahme des Falls der Minimierung des Extinktionskoeffizienten). Dies kann mit dem zu Anfang des Kapitels beschriebenen gegensätzlichen Verhalten der beiden Pigmentindizes begründet werden.

Die Variation der Modellparameter führt zu Gradienten der Phytoplanktonkonzentration, die von der Stauwurzel zur Staumauer hin sowohl positiv als auch negativ sein können. Bei Verwendung der im Rahmen der Kalibrierung und Validierung ermittelten Modellparameter ergibt sich ein negativer Regressionskoeffizient für den Pigmentindex Kanal 1 / Kanal 2. Die in der Kalibrierung und Validierung ermittelten Modellparameter bestätigen sich damit.

Aufgrund der sehr geringen Variationsbreite des Pigmentindex Kanal 3 / Kanal 2, ist dieser gegenüber einer Variation der Modellparameter weniger robust als der Pigmentindex Kanal 1 / Kanal 2. Dies führt zu einer großen Variationsbreite der Regressions- und Korrelationskoeffizienten und zu einer Beeinträchtigung der Aussagegenauigkeit. Verbesserungen des Korrelationskoeffizienten deuten sich für den Pigmentindex Kanal 3 / Kanal 2 bei einer Verringerung der Aussinkrate und einer Erhöhung des Extinktionskoeffizienten des Wassers an. Für den Pigmentindex Kanal 1 / Kanal 2 sind keine signifikanten Änderungen des Korrelationskoeffizienten infolge Variation der Modellparameter zu erkennen.

In Abb. 65 ist die Regression der Phytoplanktonkonzentration für ein Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 67$ und den Pigmentindex Kanal 1 / Kanal 2 dargestellt.

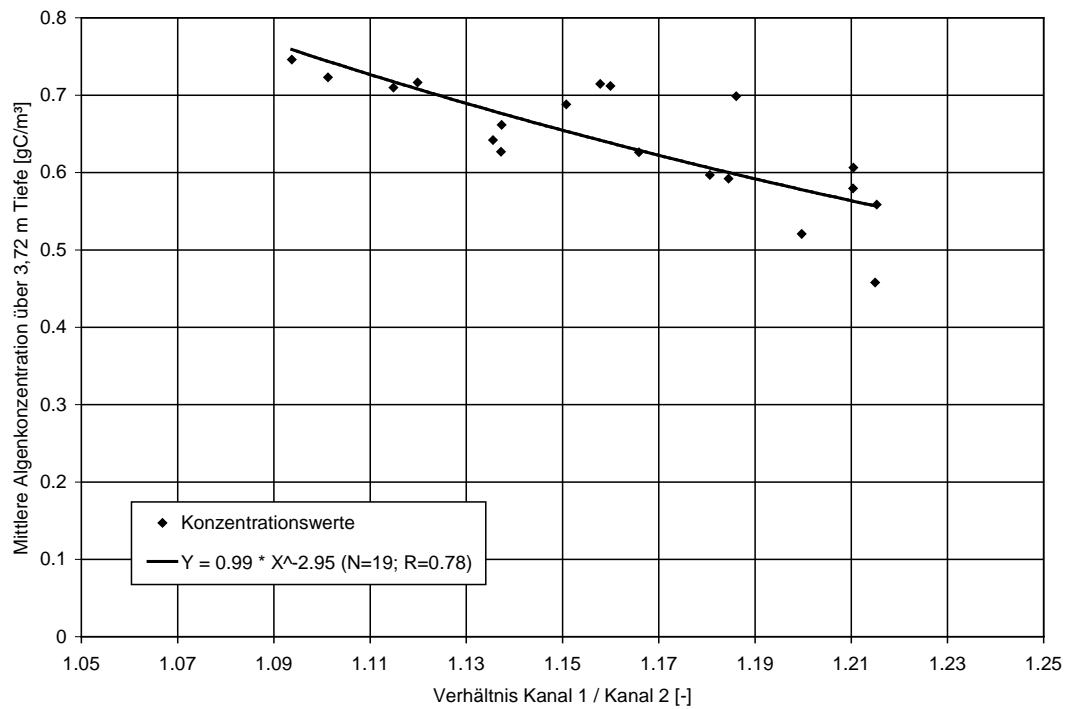


Abb. 65: Regression des Pigmentindexes Kanal 1 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,72 m Tiefe für das Satellitenbild vom 12.03.1997 (Hauptarm)

In Tab. 22 sind die sich bei Variation der Modellparameter ergebenden Regressions- und Korrelationskoeffizienten für eine Regression der Form $Y = a \cdot X^b$ für den Heve-arm dargestellt.

Modellparameter		a		b		R	
		K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
Validierung		0,63	0,84	0,73	0,93	0,14	0,16
Grenztemperaturen	Max.	0,26	0,25	-0,03	-0,10	0,08	0,24
	Min.	0,98	1,25	0,52	0,92	0,11	0,17
Maximale Algenwachstumsrate	Max.	1,31	1,47	0,12	0,59	0,03	0,14
	Min.	0,23	0,23	0,01	-0,08	0,04	0,29
Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor-Limitierung	Max.	0,20	0,18	-0,31	-0,39	0,17	0,20
	Min.	0,70	0,94	0,76	1,01	0,13	0,15
Maximale Respirationsrate	Max.	0,19	0,94	0,76	1,01	0,13	0,15
	Min.	0,68	0,87	0,67	0,89	0,13	0,16
Aussinkrate	Min.	0,28	0,29	0,14	0,13	0,15	0,13
	Min.	1,09	1,61	1,04	1,34	0,14	0,17
Sättigungsintensität	Max.	0,45	0,59	0,74	0,90	0,15	0,17
	Min.	0,84	0,78	-0,10	-0,34	0,07	0,23
Extinktionskoeffizient des Wassers	Max.	0,24	0,31	0,87	0,50	0,26	0,13
	Min.	1,27	1,35	0,19	0,18	0,07	0,06

Tab. 22: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für ausgewählte Modellparameter im Hevearm

Für den Hevearm konnten nur sehr geringe bis mäßige Korrelationen zwischen Modellergebnissen und Fernerkundungsdaten festgestellt werden. Dies ist wahrscheinlich mit den geringen Phytoplanktonkonzentrationen in diesem Teil der Talsperre zu begründen, auch wenn Bodenmessungen im Hevearm erst ab April 1997 vorliegen.

6.2.3 Satellitenbild vom 13.04.1997

Für das Satellitenbild vom 13.04.1997 werden nach der Atmosphärenkorrektur relativ niedrige Reflektanzen erhalten (siehe Tab. 8). Der longitudinale Variationskoeffizient des Pigmentindex Kanal 1 / Kanal 2 beträgt 0,382. Er übersteigt damit den longitudinalen Variationskoeffizienten der Phytoplanktonkonzentration. Für den Pigmentindex Kanal 3 / Kanal 2 hingegen ergibt sich ein geringer Variationskoeffizient von 0,095.

Bei Variation des Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses ergeben sich die in den Abb. 66 und 67 dargestellten normierten longitudinalen Verläufe der Phytoplanktonkonzentration.

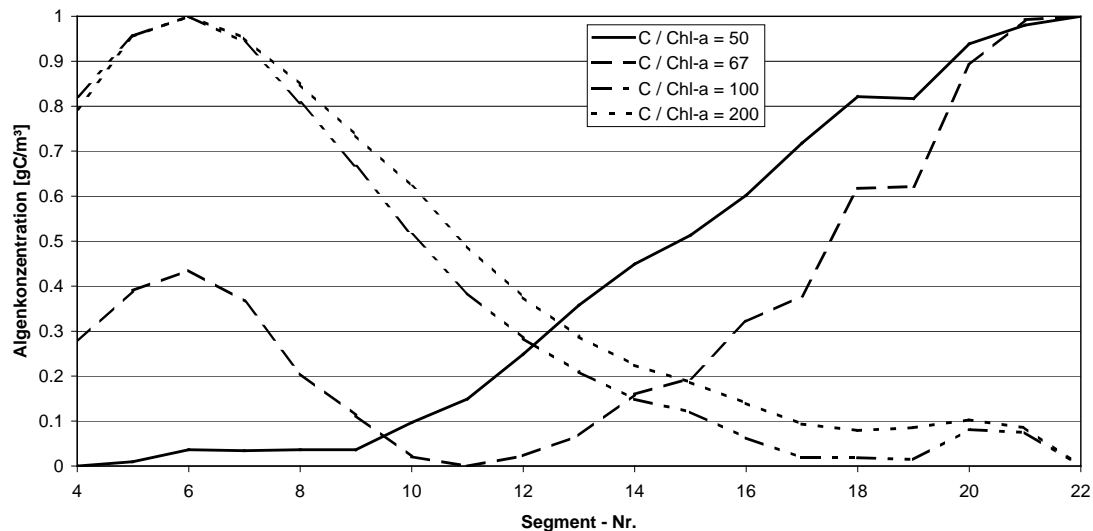


Abb. 66: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hauptarm

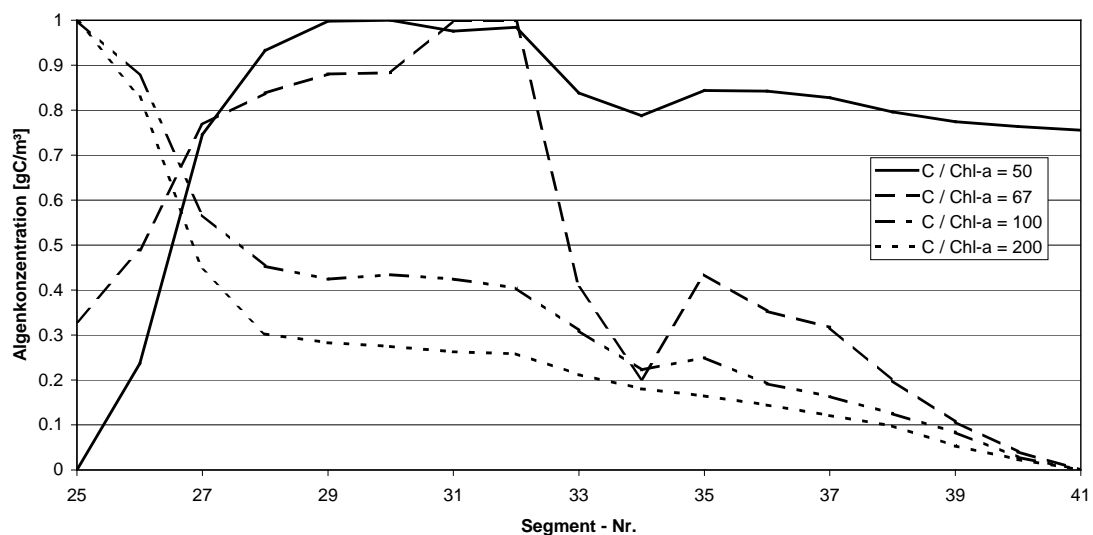


Abb. 67: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hevearm

Die normierten Phytoplanktonlängsschnitte im Hauptarm zeigen für die verschiedenen Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse zwei gegensätzliche Tendenzen. Für Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse von $\text{Chl-a} / \text{C} = 50$ und $\text{Chl-a} / \text{C} = 67$ nimmt die Phytoplanktonkonzentration von der Stauwurzel zur Staumauer hin zu; für Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse von $\text{Chl-a} / \text{C} = 100$ und $\text{Chl-a} / \text{C} = 200$ nimmt die Phytoplanktonkonzentration von der Stauwurzel zur Staumauer hin ab. Auch die Absolutwerte der longitudinalen Variationskoeffizienten schwanken für die verschiedenen Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse. Der minimale Wert wird mit 0,006 für ein

Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 67$ erreicht; der höchste Wert liegt mit 0,139 für ein Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 200$ vor. Im Hevearm sind diese Tendenzen weniger ausgeprägt. Es zeigen sich aber auch hier signifikante Unterschiede im longitudinalen Verlauf der Phytoplanktonkonzentrationen für die verschiedenen Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse. In den folgenden Tab. 23 und 24 sind die sich daraus ergebenden Regressions- und Korrelationskoeffizienten für eine Regression der Form $Y = a \cdot X^b$ für den Hauptarm und den Hevearm dargestellt.

C / Chl-a [-]	a		b		R	
	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
50	0,50	0,46	0,11	0,47	0,80	0,82
67	0,30	0,29	0,01	0,01	0,39	0,09
100	0,22	0,24	-0,11	-0,60	0,71	0,88
200	0,17	0,20	-0,22	-1,18	0,71	0,87

Tab. 23: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse im Hauptarm der Möhnetalsperre

C / Chl-a [-]	a		b		R	
	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
50	0,50	0,50	0,02	0,23	0,46	0,57
67	0,31	0,31	-0,01	-0,01	0,47	0,08
100	0,22	0,24	-0,07	-0,41	0,85	0,59
200	0,17	0,20	-0,17	-1,12	0,82	0,62

Tab. 24: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse im Hevearm

Erwartungsgemäß sind die Korrelationskoeffizienten für ein Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 67$ am geringsten. Die aus Absorptionsverhalten des Phytoplanktons resultierenden negativen Regressionskoeffizienten werden für ein Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 50$ nicht erhalten. Für das Satellitenbild vom 13.04.1997 ist daher eher ein Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} \geq 100$ anzusetzen. Die Regressions- und Korrelationskoeffizienten für Hauptarm und Hevearm ähneln einander.

Bei Variation der Modellparameter ergeben sich die in Tab. 25 dargestellten longitudinalen Variationskoeffizienten der Phytoplanktonkonzentration bei Vorgabe eines

Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses von Chl-a / C = 100. Die Größenordnung der longitudinalen Variationskoeffizienten entspricht der in der Kalibrierung erhaltenen Größenordnung. Ein Einfluß aller Modellparameter auf den longitudinalen Variationskoeffizienten ist zu erkennen.

Modellparameter	Longitudinaler Variationskoeffizient [-]	
	Maximum	Minimum
Validierung	0,067	
Grenztemperaturen	0,149	0,119
Maximale Algenwachstumsrate	0,148	0,197
Maximale Respirationsrate	0,246	0,069
Halbsättigungskonstante für Ortho-phosphat-Phosphor-Limitierung	0,228	0,076
Aussinkrate	0,103	0,138
Sättigungsintensität	0,028	0,195
Extinktionskoeffizient des Wassers	0,183	0,154
Zooplankton		0,083

Tab. 25: Longitudinale Variationskoeffizienten für ausgewählte Modellparameter

In Tab. 26 sind Regressions- und Korrelationskoeffizienten für eine Regression der Form $Y = a \cdot X^b$ für den Hauptarm dargestellt.

Modellparameter		a		b		R	
		K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
Validierung		0,22	0,24	-0,11	-0,60	0,71	0,88
Grenztemperaturen	Max.	0,22	0,27	-0,24	-1,15	0,76	0,85
	Min.	0,18	0,21	-0,20	-1,01	0,76	0,88
Maximale Algenwachstumsrate	Max.	0,15	0,19	-0,25	-1,21	0,77	0,87
	Min.	0,17	0,22	-0,32	-1,51	0,76	0,84
Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor-Limitierung	Max.	0,12	0,16	-0,37	-1,77	0,75	0,84
	Min.	0,20	0,22	-0,13	-0,67	0,74	0,87
Maximale Respirationsrate	Max.	0,10	0,13	-0,41	-1,99	0,76	0,86
	Min.	0,22	0,24	-0,11	-0,62	0,71	0,88
Aussinkrate	Max.	0,29	0,33	-0,15	-0,76	0,76	0,84
	Min.	0,16	0,19	-0,23	-1,15	0,78	0,87
Sättigungsintensität	Max.	0,44	0,42	0,03	0,07	0,59	0,32
	Min.	0,13	0,16	-0,31	-1,46	0,78	0,86
Extinktionskoeffizient des Wassers	Max.	0,20	0,26	-0,31	-1,47	0,78	0,85
	Min.	0,15	0,19	-0,24	-1,17	0,77	0,86
Zooplankton	Min.	1,03	1,15	-0,13	-0,59	0,79	0,82

Tab. 26: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für ausgewählte Modellparameter im Hauptarm der Möhnetalsperre

Die Regressionen ähneln sich sehr stark. Nennenswerte Verbesserungen der mit den Kalibrierungswerten erreichten Korrelation sind nicht zu erkennen. Es kann daher angenommen werden, daß für das Satellitenbild vom 13.04.1997 die in der Kalibrierung ermittelten Modellparameter und ein Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 100$ Gültigkeit besitzen. Die sich ergebenden Regressionen sind in den Abb. 68 und 69 dargestellt.

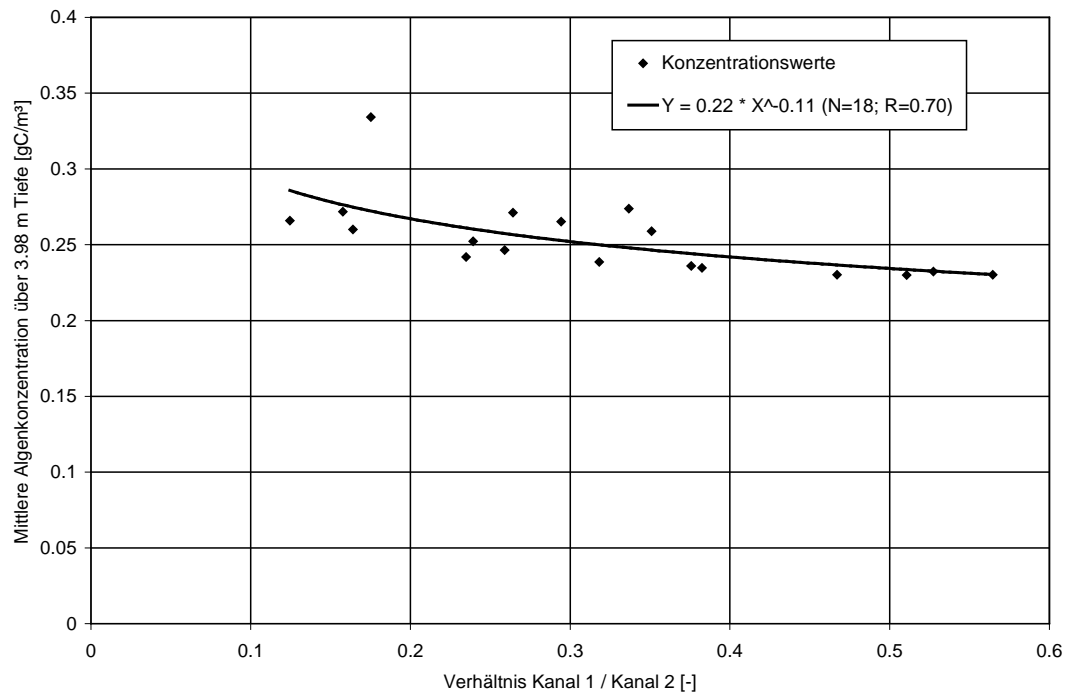


Abb. 68: Regression des Pigmentindexes Kanal 1 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,48 m Tiefe für das Satellitenbild vom 13.04.1997 (Hauptarm)

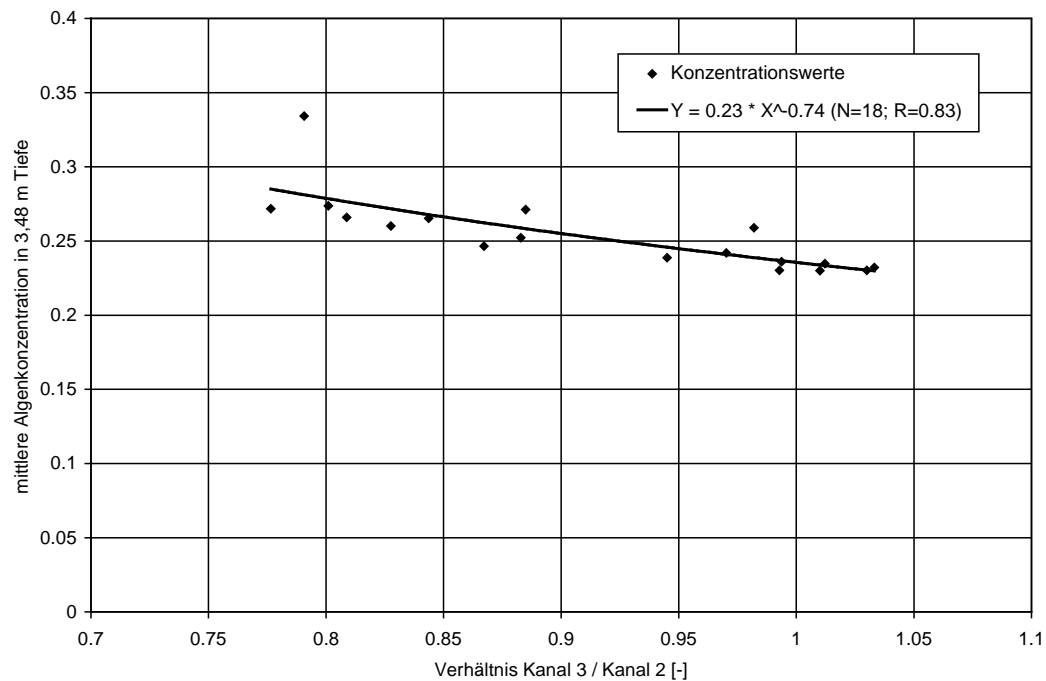


Abb. 69: Regression des Pigmentindexes Kanal 3 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,48 m Tiefe für das Satellitenbild vom 13.04.1997 (Hauptarm)

In Tab. 27 sind die sich bei Variation der Modellparameter ergebenden Regressions- und Korrelationskoeffizienten für eine Regression der Form $Y = a \cdot X^b$ für den Hevearm dargestellt.

Modellparameter		a		b		R	
		K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
Validierung		0,22	0,24	-0,07	-0,41	0,85	0,59
Grenztemperaturen	Max.	0,24	0,23	0,03	-0,20	0,86	0,60
	Min.	0,18	0,20	-0,12	-0,74	0,86	0,60
Maximale Algenwachstumsrate	Max.	0,16	0,18	-0,16	1,00	0,85	0,61
	Min.	0,18	0,18	0,01	0,003	0,40	0,02
Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor-Limitierung	Max.	0,13	0,13	0,01	-0,03	0,27	0,08
	Min.	0,21	0,22	-0,09	-0,55	0,85	0,61
Maximale Respirationsrate	Max.	0,10	0,11	-0,08	-0,58	0,72	0,64
	Min.	0,22	0,23	-0,07	-0,43	0,86	0,61
Aussinkrate	Max.	0,31	0,30	0,04	0,22	0,76	0,64
	Min.	0,16	0,19	-0,17	-1,01	0,86	0,60
Sättigungsintensität	Max.	0,45	0,46	-0,01	0,01	0,34	0,03
	Min.	0,13	0,15	-0,15	-0,97	0,82	0,60
Extinktionskoeffizient des Wassers	Max.	0,22	0,23	-0,03	-0,15	0,82	0,51
	Min.	0,15	0,17	-0,14	-0,92	0,84	0,62
Zooplankton	Min.	1,09	1,07	0,03	0,25	0,45	0,51

Tab. 27: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für ausgewählte Modellparameter im Hevearm

Analog zum Hauptarm sind auch für den Hevearm keine Verbesserungen der Regressionen gegenüber der mit den Kalibrierwerten erreichten Korrelationen erkennbar. Einige Modellparametervariationen führen dagegen zu einer deutlichen Verschlechterung der Korrelationen oder zu einem Vorzeichenwechsel bei den Regressionskoeffizienten b. Für den Pigmentindex Kanal 3 / Kanal 2 werden insgesamt niedrigere Korrelationskoeffizienten erhalten als beim Hauptarm. In Abb. 70 ist die Regression des Pigmentindex Kanal 1 / Kanal 2 und der Phytoplanktonkonzentration unter Verwendung der Kalibrierungsparameter und eines Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses von $\text{Chl-a} / \text{C} = 100$ dargestellt.

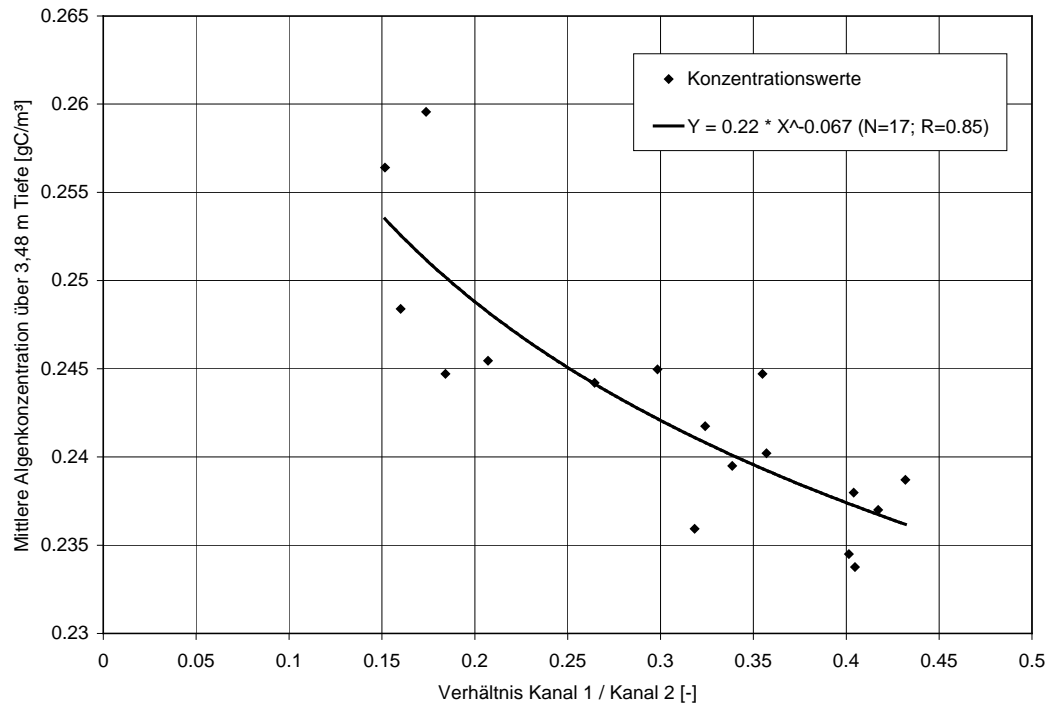


Abb. 70: Regression des Pigmentindex Kanal 1 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,48 m Tiefe für das Satellitenbild vom 13.04.1997 (Hevearm)

6.2.4 Satellitenbild vom 15.05.1997

Für das Satellitenbild vom 15.05.1997 wurden nach der Atmosphärenkorrektur sehr niedrige Reflektanzen erhalten (siehe Tab. 8). Der longitudinale Variationskoeffizient des Pigmentindex Kanal 1 / Kanal 2 beträgt 1,286. Er übersteigt damit den longitudinalen Variationskoeffizienten der Phytoplanktonkonzentration um ein Vielfaches. Für das Verhältnis Kanal 3 / Kanal 2 hingegen wird ein geringerer Variationskoeffizient von 0,363 erhalten.

Bei Variation des Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses ergeben sich die in den Abb. 71 und 72 dargestellten normierten longitudinalen Verläufe der Phytoplanktonkonzentration für den Hauptarm und den Hevearm.

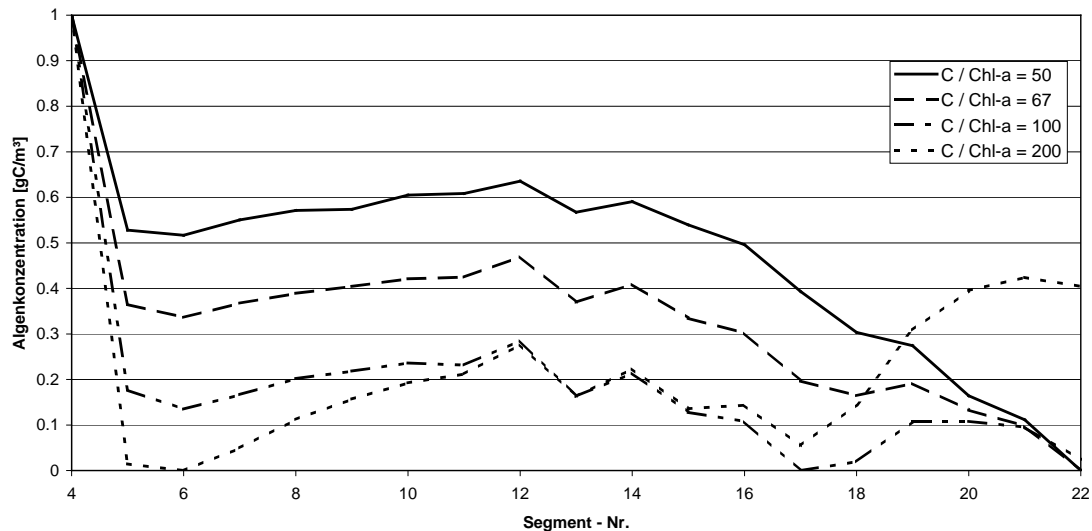


Abb. 71: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hauptarm

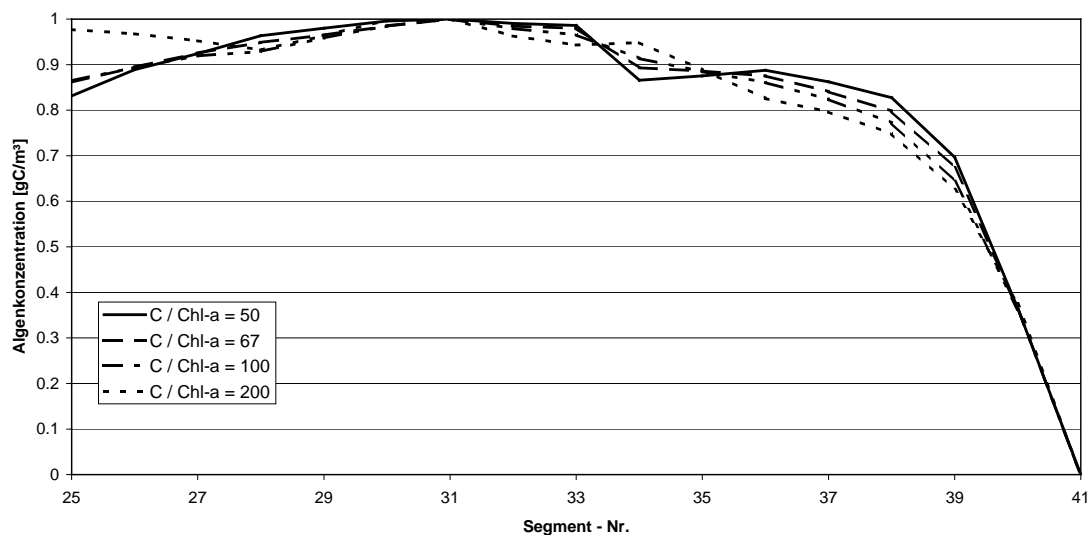


Abb. 72: Normierte Phytoplanktonlängsschnitte für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse für den Hevearm

Die longitudinale Variabilität der Phytoplanktonkonzentration ändert sich im Hauptarm für Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse zwischen 50 und 100 mäßig. Der Verlauf bleibt nahezu gleich. Eine deutliche Änderung ist erst bei einem Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $C / \text{Chl-a} = 200$ zu erkennen. Im Hevearm treten keine signifikanten Änderungen auf.

In den folgenden Tab. 28 und 29 sind die sich daraus ergebenden Regressions- und Korrelationskoeffizienten für eine Regression der Form $Y = a \cdot X^b$ für den Hauptarm und den Hevearm dargestellt.

C / Chl-a [-]	a		b		R	
	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
50	0,24	0,26	-0,02	-0,15	0,58	0,75
67	0,22	0,24	-0,02	-0,11	0,49	0,61
100	0,21	0,22	-0,01	-0,07	0,31	0,34
200	0,16	0,15	0,01	0,13	0,14	0,30

Tab. 28: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse im Hauptarm der Möhnetalsperre

C / Chl-a [-]	a		b		R	
	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
50	0,27	0,28	-0,002	-0,12	0,52	0,66
67	0,27	0,27	-0,003	-0,13	0,66	0,68
100	0,26	0,27	-0,004	-0,16	0,78	0,69
200	0,24	0,24	-0,006	-0,23	0,95	0,73

Tab. 29: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für verschiedene Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse im Hevearm

Aufgrund der geringen Reflektanzen des Kanals 1, die z.T. gegen Null gingen, war für die Auswertung des Hevearms unter Verwendung des Pigmentindexes Kanal 1 / Kanal 2 nur eine Datenbasis von sechs Werten gegeben. Die Korrelationskoeffizienten sind für diesen Fall daher nur qualitativ bewertbar. Die Regressionskoeffizienten zeigen für Hevearm und Hauptarm eine gegensätzliche Tendenz. Für den Hauptarm ist eine Zunahme der Regressionskoeffizienten b bis hin zu positiven Werten bei einem Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 200$ festzustellen. Gleichzeitig nimmt der Korrelationskoeffizient ab. Der Korrelationskoeffizient für den Hevearm hingegen nimmt mit steigendem Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis zu. Die Zunahme ist jedoch nicht so ausgeprägt; auch ein Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 50$ führt noch zu einer engen Korrelation der Phytoplanktonkonzentration und des Pigmentindexes Kanal 3 / Kanal 2. Für den Satellitenüberflug am 15.05.1997 sind daher Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse von $\text{Chl-a} / \text{C} \leq 67$ als plausibel anzusehen. Es ist jedoch davon auszugehen, daß in den verschie-

denen Bereichen der Talsperre unterschiedliche Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse maßgeblich sind. Dies kann damit begründet werden, daß im Mai 1997 ein Algenmaximum mit unterschiedlicher räumlicher Dominanz der einzelnen Algengruppen auftritt

Bei Variation der Modellparameter ergeben sich die in Tab. 30 dargestellten longitudinalen Variationskoeffizienten der Phytoplanktonkonzentration.

Modellparameter	Longitudinaler Variationskoeffizient [-]	
	Maximum	Minimum
Validierung	0,068	
Grenztemperaturen	0,060	0,067
Maximale Algenwachstumsrate	0,076	0,062
Maximale Respirationsrate	0,066	0,068
Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor-Limitierung	0,171	0,067
Aussinkrate	0,058	0,070
Sättigungsintensität	0,070	0,090
Extinktionskoeffizient des Wassers	0,116	0,048
Zooplankton		0,130

Tab. 30: Longitudinale Variationskoeffizienten für ausgewählte Modellparameter

Die longitudinalen Variationskoeffizienten sind sehr gering. Den größten Einfluß üben die Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor-Limitierung und das Zooplankton aus. In Tab. 31 sind die sich bei Variation der Modellparameter ergebenden Regressions- und Korrelationskoeffizienten für eine Regression der Form $Y = a \cdot X^b$ für den Hauptarm dargestellt.

Modellparameter		a		b		R	
		K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
Validierung		0,21	0,21	-0,006	-0,05	0,45	0,37
Grenztemperaturen	Max.	0,24	0,24	-0,004	-0,01	0,31	0,13
	Min.	0,21	0,21	-0,005	-0,02	0,35	0,25
Maximale Algenwachstumsrate	Max.	0,21	0,21	-0,01	-0,04	0,44	0,41
	Min.	0,23	0,23	-0,01	-0,06	0,40	0,47
Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor-Limitierung	Max.	0,16	0,22	-0,07	-0,48	0,58	0,78
	Min.	0,21	0,21	-0,004	-0,02	0,31	0,19
Maximale Respirationsrate	Max.	0,29	0,27	0,02	0,13	0,51	0,71
	Min.	0,21	0,21	-0,01	-0,03	0,44	0,35
Aussinkrate	Max.	0,23	0,23	-0,001	0,005	0,05	0,04
	Min.	0,22	0,21	0,007	0,06	0,37	0,43
Sättigungsintensität	Max.	0,22	0,22	-0,004	-0,02	0,30	0,20
	Min.	0,16	0,17	-0,01	-0,07	0,36	0,36
Extinktionskoeffizient des Wassers	Max.	0,23	0,23	-0,003	-0,05	0,11	0,27
	Min.	0,19	0,20	-0,007	-0,03	0,37	0,34
Zooplankton	Min.	0,96	1,25	-0,38	-0,05	0,76	0,54

Tab. 31: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für ausgewählte Modellparameter im Hauptarm der Möhnetalsperre

Die Regressionskoeffizienten variieren nur geringfügig; die Anstiege der Regressionsfunktionen sind zumeist sehr flach. Ausnahmen bilden die Minimierung des Zooplanktons und die Maximierung der Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor-Limitierung. Für diese Fälle wird auch eine deutliche Verbesserung der Korrelationen erzielt. Betrachtet man die Ergebnisse der Validierung für den 05.05.1997, so kann eine deutliche Unterschätzung der Phytoplanktonkonzentration mit dem Modell festgestellt werden. Dies zeigt, daß die Verlustprozesse in diesem Zeitraum vom Modell überschätzt werden. Das Ergebnis der Auswertung des Satellitenbildes für Minimierung des Zooplanktons spiegelt damit die Güte der Modellanpassung wider.

In Abb. 73 ist die Regression der Phytoplanktonkonzentration für ein Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 100$ und den Pigmentindex Kanal 3 / Kanal 2 bei Minimierung des Zooplanktons dargestellt. Für den Pigmentindex Kanal 1 / Kanal 2 werden aufgrund der geringen Reflektanz im Kanal 1 sehr geringe Werte von größtenteils kleiner als 0,1 erhalten. Die sich mit diesem Pigmentindex ergebenden Regressionen werden daher nicht verwendet.

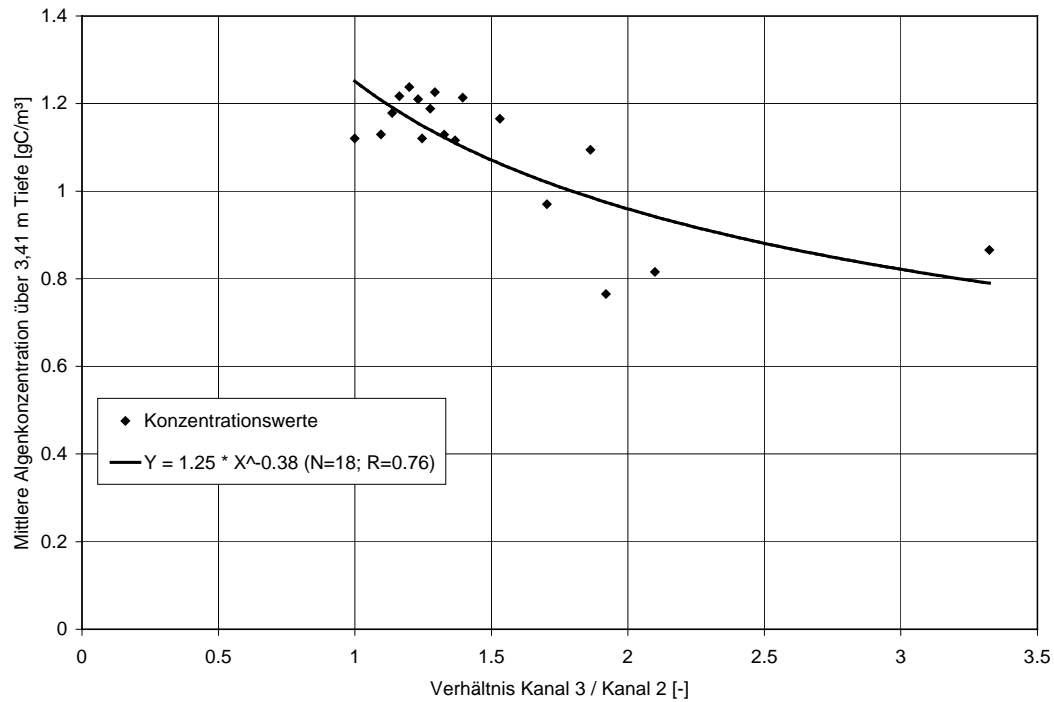


Abb. 73: Regression des Pigmentindexes Kanal 3 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,41 m Tiefe für das Satellitenbild vom 15.05.1997 (Hauptarm)

In Tab. 32 sind die sich bei Variation der Modellparameter ergebenden Regressions- und Korrelationskoeffizienten für eine Regression der Form $Y = a \cdot X^b$ für den Heve-arm dargestellt.

Modellparameter		a		b		R	
		K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2	K1 / K2	K3 / K2
Validierung		0,26	0,27	-0,004	-0,16	0,78	0,69
Grenztemperaturen	Max.	0,35	0,35	0,001	-0,26	0,70	0,71
	Min.	0,26	0,26	-0,004	-0,16	0,80	0,70
Maximale Algenwachstumsrate	Max.	0,25	0,25	0,004	-0,15	0,92	0,75
	Min.	0,30	0,29	0,005	-0,18	0,81	0,71
Halbsättigungskonstante für Orthophosphat-Phosphor-Limitierung	Max.	0,15	0,14	0,02	-0,10	0,69	0,41
	Min.	0,26	0,26	0,005	-0,14	0,82	0,70
Maximale Respirationsrate	Max.	0,39	0,42	-0,02	-0,11	0,71	0,34
	Min.	0,27	0,27	-0,003	-0,17	0,71	0,70
Aussinkrate	Max.	0,33	0,33	-0,003	-0,22	0,90	0,69
	Min.	0,24	0,26	-0,01	-0,04	0,78	0,25
Sättigungsintensität	Max.	0,28	0,28	-0,01	-0,16	0,75	0,65
	Min.	0,23	0,22	0,005	-0,25	0,66	0,76
Extinktionskoeffizient des Wassers	Max.	0,31	0,32	-0,01	-0,17	0,79	0,60
	Min.	0,24	0,24	0,00	-0,21	0,02	0,77
Zooplankton	Min.	0,85	0,78	0,02	0,01	0,78	0,04

Tab. 32: Regressionen der Pigmentindizes und der Phytoplanktonkonzentration für ausgewählte Modellparameter im Hevearm

Analog zum Hauptarm ist auch im Hevearm die Variationsbreite der Regressionskoeffizienten gering. Im Gegensatz zum Hauptarm sind jedoch die Korrelationskoeffizienten für den Pigmentindex Kanal 3 / Kanal 2 größer, und die Minimierung des Zooplanktons führt zu einer Verschlechterung der Korrelation. Dieses Ergebnis entspricht dem schon bei Variation des Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses festgestellten gegensätzlichen Verhalten der beiden Bereiche des Stausees und deutet auf eine unterschiedliche Populationsdynamik hin.

In Abb. 74 ist die Regression der Phytoplanktonkonzentration für ein Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} = 100$ und den Pigmentindex Kanal 3 / Kanal 2 bei Verwendung der Kalibrierungsparameter dargestellt.

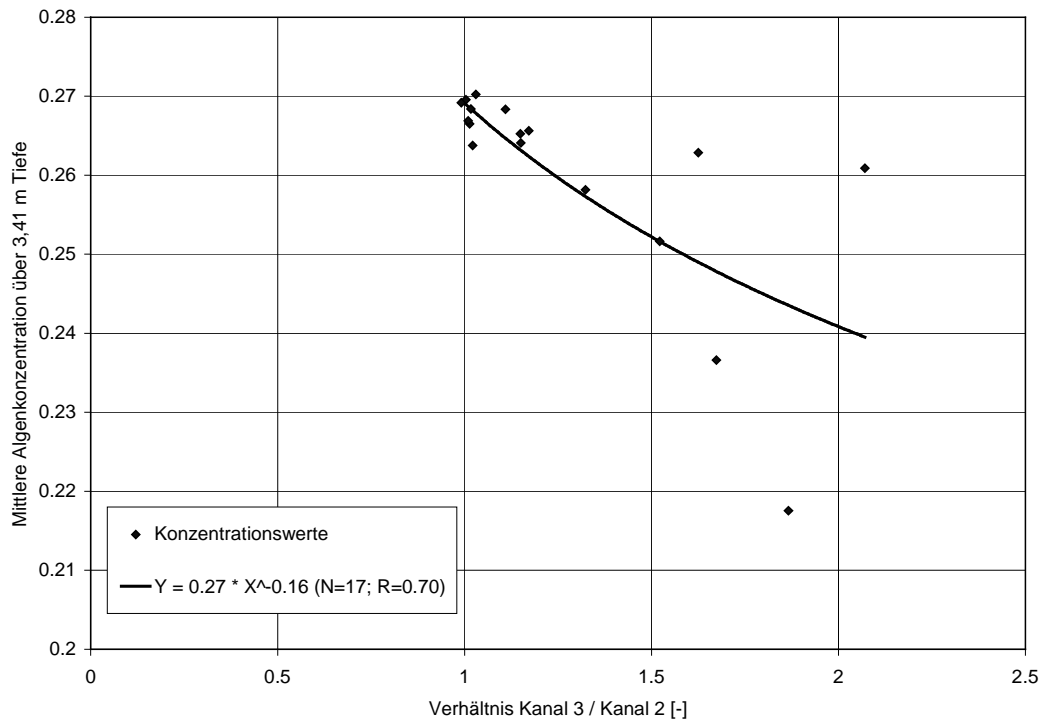


Abb. 74: Regression des Pigmentindexes Kanal 3 / Kanal 2 mit der vom Modell berechneten Algenkonzentration über 3,41 m Tiefe für das Satellitenbild vom 15.05.1997 (Hevearm)

6.3 Schlußfolgerungen

Insgesamt zeigen die Regressionen, daß die longitudinale Verteilung des Phytoplanktons aus den Fernerkundungsdaten ableitbar ist. Für die Satellitenbilder vom 12.03.1997 und vom 13.04.1997 wurden die engsten Korrelationen zwischen den Pigmentindizes und den Phytoplanktonkonzentrationen, die auf den kalibrierten Modellparametern basieren, erhalten. Für das Satellitenbild vom 15.05.1997 hingegen wurde eine enge Korrelation zwischen den Pigmentindizes und den Phytoplanktonkonzentrationen nur bei Minimierung der Verlustprozesse infolge Zooplankton erreicht. Dies spiegelt die Güte der Modellanpassung wider, die im Mai eine deutliche Unterschätzung der Phytoplanktonkonzentrationen zeigt.

Das Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis, ein Parameter der im Rahmen der Kalibrierung nicht betrachtet wurde, unterscheidet sich für die jeweils engsten Korrelationen. Während im März und im Mai eher geringe Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisse von $\text{Chl-a} / \text{C} \leq 67$ maßgebend sind, werden im April engere Korrelationen mit einem Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis von $\text{Chl-a} / \text{C} \geq 100$ erreicht. Dies deutet auf die

Notwendigkeit der Modellierung einer variablen Zellstöchiometrie hin und spiegelt auch die unterschiedliche Algenzusammensetzung wider.

Die Ergebnisse der Auswertung der Fernerkundungsdaten zeigen damit, daß sich bei Verwendung von Pigmentindizes grundsätzlich die gleichen longitudinalen Verteilungsmuster des Phytoplanktons ergeben wie mit dem Wassergütemodell. Eine Kalibrierung der longitudinalen Stoffgradienten mit Hilfe von Fernerkundungsdaten erscheint daher möglich. Daraus ergibt sich, daß die Aufnahme eines Tiefenprofils vor der Staumauer eine in räumlicher Hinsicht ausreichende Datenbasis für die Überwachung und Vorhersage der Wassergüte mit einem auf Fernerkundungsdaten zurückgreifenden Wassergütemodell darstellt.

Die Straffheit der Korrelation zwischen Pigmentindizes und simulierten Phytoplanktonkonzentrationen ist im wesentlichen von einer hinreichenden Nachbildung der chemischen und biologischen Vorgänge im Wasserkörper der Talsperre durch das Wassergütemodell abhängig. Eine weitere wichtige Rolle spielt die Güte der Atmosphärenkorrektur der Reflektanzen. Die erste Voraussetzung wird durch das in dieser Arbeit verwendete Wassergütemodell im wesentlichen erfüllt. Weitere Verbesserungen in den Modellansätzen sind vor allem durch zusätzliche Meßprogramme, z.B. im Sedimentbereich, sowie detailliertere Phytoplanktonuntersuchungen, die z.B. Aufschluß über das Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnis geben, möglich.

Eine hinreichende Atmosphärenkorrektur war mit dem an der Station Essen gemessenen Radiosondenprofil nur eingeschränkt möglich. Die Übertragbarkeit des Radiosondenprofils scheint bei den Oberflächentemperaturen für das Satellitenbild vom 12.03.1997 gewährleistet. Für das Satellitenbild vom 13.04.1997 zeigte sich die mangelnde Übertragbarkeit in der unzureichenden Nachbildung der Temperatur.

Für den operationellen Einsatz ist der in dieser Arbeit verwendete Sensor Landsat TM praktisch nicht geeignet. Die zeitliche Auflösung der Daten ist zu gering. Auch wenn für kleinräumige Untersuchungen nicht die Wolkenlosigkeit der gesamten Satellitenszene gewährleistet sein muß, so ergeben sich doch Probleme bei der Übertragung von Atmosphärenprofilen, die an weiter entfernt liegenden Klimastationen gemessen wurden, auf das Untersuchungsgebiet.

7 Zusammenfassung und Ausblick

7.1 Motivation und Realisierung

Vor dem Hintergrund der besonderen ökologischen und ökonomischen Relevanz der guten Wasserqualität von Trinkwassertalsperren bestand das Ziel der vorliegenden Arbeit in der Aufstellung eines zweidimensionalen Wassergütemodells unter Einbeziehung von Fernerkundungsdaten. Damit sollte eine Möglichkeit aufgezeigt werden, die Kalibrierung und Validierung von Wassergütemodellen zu verbessern und eine zuverlässigere Güteüberwachung bzw. -vorhersage zu ermöglichen.

Die Arbeit beginnt mit einer Darstellung der bestehenden Methoden zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen mit Hilfe von Fernerkundungsdaten. Dabei ist zwischen empirischen, semi-empirischen und analytischen Methoden zu unterscheiden. Die Anwendung analytischer Methoden wird in der Gegenwart hauptsächlich durch die existierenden, für Binnengewässer räumlich oder spektral nicht hoch genug auflösenden Sensoren beschränkt. Den semi-empirischen Ansätzen kommt daher derzeit die größte Bedeutung zu.

Es folgt eine Darstellung des gewählten Untersuchungsgebietes hinsichtlich seiner Wassermengen- und -güteverhältnisse sowie der Datenlage. Für die vorliegende Arbeit wurde die Möhnetalsperre gewählt, da sie über eine sehr gute Datenbasis mit mehreren Meßpunkten im Wasserkörper der Talsperre verfügt und damit eine Kalibrierung der longitudinalen Stoffgradienten ermöglicht. Als Satellitensensor wurde Landsat TM gewählt, der über eine ausreichende räumliche Auflösung verfügt.

Die Grundlage der zweidimensionalen Modellierung ist das von (COLE, BUCHAK, 1995) entwickelte Modell CE-QUAL2, welches entsprechend den Gegebenheiten in der untersuchten Talsperre erweitert wurde. Die Strömungsmodellierung erfolgt mit Hilfe der REYNOLDS'schen Differentialgleichungen. Strömungs- und Transportmodellierung sind über die Dichtefunktion gekoppelt. Auf der Grundlage der vorliegenden Daten wurden die maßgebenden chemischen und biologischen Vorgänge identifiziert. Eine entscheidende sich daraus ergebende Modellerweiterung ist die Berücksichtigung des Zooplanktons.

Die Auswertung der Fernerkundungsdaten basiert auf einem physikalisch begründeten semi-empirischen Ansatz. In Abhängigkeit von dem Verhältnis der für die Kanäle

1 und 2 bzw. die Kanäle 3 und 2 ermittelten Reflektanzen werden die Phytoplanktonkonzentrationen in den verschiedenen Segmenten der Talsperre bestimmt. Grundlage der Berechnung der Reflektanzen und der Oberflächentemperatur ist die Bildaufbereitung und Atmosphärenkorrektur.

7.2 Ergebnisse

Die Kalibrierung des Wassergütemodells zeigte eine insgesamt gute Nachbildung der in der Natur stattfindenden Prozesse. Die Algendynamik konnte im Grundsatz nachgebildet werden; es zeigt sich jedoch die Unzulänglichkeit des Ansatzes von MONOD bei der Nachbildung von Algenmaxima, die nicht von Kieselalgen dominiert werden. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse wurde der Einfluß der in der Kalibrierung ermittelten Modellparameter auf den Mittelwert und die Variationskoeffizienten der Phytoplanktonkonzentration quantifiziert. Es zeigte sich, daß die Phytoplanktonkonzentration gegenüber den Parametern, die die Wachstums- und Verlustprozesse der Algen direkt steuern, die größte Sensitivität aufweist. Den geringsten Schwankungsbereich wies bei allen Parametervariationen der longitudinale Variationskoeffizient auf. Die mit dem Modell berechnete longitudinale Verteilung der Algen kann somit als gute Datenbasis für den semi-empirischen Ansatz zur Auswertung der Fernerkundungsdaten angesehen werden.

Die Validierung des Modells hat das Ziel, die zeitliche Übertragbarkeit der Modellparameter zu testen. Die Ergebnisse der Validierung zeigen ein zur Kalibrierung analoges Verhalten. Daraus kann geschlossen werden, daß das kalibrierte Modell in der Lage ist, die in der Realität stattfindenden Prozesse nachzubilden und damit die zeitliche Übertragbarkeit gewährleistet ist.

Die Auswertung der Fernerkundungsdaten erfolgte für die Temperatur der Grenzschicht zwischen Wasser und Atmosphäre sowie für die Phytoplanktonkonzentration gemittelt über die oberen Schichten des Modells. Das Ergebnis der Temperaturermittlung verdeutlicht den großen Einfluß der Atmosphärenkorrektur auf die Güte der Ergebnisse. Longitudinale Temperaturgradienten konnten nicht identifiziert werden. Die longitudinale Verteilung der Algen hingegen konnte für die Satellitenbilder vom März und April bei Variation des Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses mit deutlichen bis engen Korrelationen nachgebildet werden. Die schlechtere Korrelation im Mai ist auf die schlechtere Modellanpassung an die gemessenen Konzentrationen

der Wasserinhaltsstoffe in diesem Zeitraum zurückzuführen. Minimiert man die Verlustprozesse infolge Zooplankton, so ergibt sich auch im Mai eine enge Korrelation von Fernerkundungsdaten und Modellergebnissen.

Damit konnte gezeigt werden, daß Fernerkundungsdaten grundsätzlich in der Lage sind, die Aussagen eines Wassergütemodells hinsichtlich der räumlichen Verteilung des Phytoplanktons zu stützen bzw. zu verbessern.

7.3 Ausblick

Im Bereich der Fernerkundungsdaten besteht weiterer Forschungsbedarf vor allem in der Konzeption von Sensoren, die für die Überwachung kleinräumiger Oberflächengewässer geeignet sind und über die Möglichkeit der sensorenbasierten Atmosphärenkorrektur verfügen. Damit ist die Differenzierung zwischen verschiedenen Algengruppen sowie die Identifizierung weiterer partikulärer Wasserinhaltsstoffe (z.B. Detritus) denkbar. Zur Auswertung der von solchen Sensoren gemessenen Reflexionswerten sollten analytische Ansätze zum Einsatz kommen, die in der Ermittlung von Konzentrationen der Wasserinhaltsstoffe unabhängig von Bodenmessungen oder Modellrechnungen resultieren. Hierfür sind Bodenmessungen der Absorptionsspektren der vorkommenden Algenarten erforderlich.

Eine Verbesserung des Wassergütemodells ist vor allem durch die Erweiterung um eine variable Zellstöchiometrie möglich. Zur Stützung der Modellansätze sollten detailliertere Phytoplanktonuntersuchungen erfolgen, die die Ermittlung von Zellquoten und den zugehörigen Nährstoffaufnahme-raten zum Ziel haben. Die Untersuchungen sollten die Bestimmung des Chlorophyll-a-Kohlenstoff-Verhältnisses in Abhängigkeit von den Umgebungsparametern und dem physiologischen Zustand der Algen einschließen.

Die Satellitenbilder zeigen neben der longitudinalen auch eine bedeutsame laterale Variabilität der Reflektanzen. Die deutet auf die Notwendigkeit der Verwendung eines dreidimensionalen Modells hin, um auch kleinräumige Strukturen (z.B. lokale Algenmasseentwicklungen) erfassen zu können.

8 Literatur

APHA (1985):

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th Edition, APHA, AWWA, WPCF.

Arenz, R. F., Lewis, W. M., Saunders, J. F. (1996):

Determination of chlorophyll and dissolved organic carbon from reflectance data for Colorado reservoirs. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 17, No. 8, S. 1547-1566.

Bach, H. (1995):

Die Bestimmung hydrologischer und landwirtschaftlicher Oberflächenparameter aus hyperspektralen Fernerkundungsdaten. *Münchener Geographische Abhandlungen*, Band B 21, Geobuch-Verlag, München.

Baban, S. M. J. (1994):

Mapping Turbidity, Surface Temperature and Water Circulation Patterns with the Aid of Satellite Imagery. *Water and Environmental Management*, 8, S. 197-204.

Banks, R. B., Herrera, F. F. (1977):

Effects of Wind and Rain on Surface Reaeration. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE* 103 (EE3), S. 489-504.

Bansal, M. K. (1976):

Nitrification in Natural Streams. *Water Pollution Control Federation Journal*, Vol. 48, S. 2380-2393.

Belay, A. (1981):

An experimental investigation of inhibition of phytoplankton photosynthesis at lake surfaces. *The New Phytologist*, 89, S. 61-74.

Bogdan, K. G., McNaught, D. C. (1975):

Selective Feeding by Diaptomus and Daphnia. *Verh. des Internationalen Vereins für Limnologie*, Vol. 19.

Borsheim, K. Y., Bratbak, G. (1987):

Cell volume to cell carbon conversion factors for a bacterivorous *Monas* sp. enriched from seawater. *Marine Ecology - Progress Series*, Vol. 36, S. 171-175.

Bowie, G. L., Mills, W. B., Porcella, D. B., Campbell, C. L., Pagenkopf, J. R., Rupp, G. L., Johnson, K. M., Chan, P. W. H., Gherini, S. A., Chamberlin, C. E. (1985):

Rates, Constants and Kinetic Formulations in Surface Water Quality Modeling. U.S. Environmental Protection Agency, ORD, Athens, GA, ERL, EPA/600/3-85/040.

Broecker, H. C., Petermann, J., Siems, W. (1978):

The Influence of Wind on CO₂ Exchange in a Wind-Wave Tunnel. *Journal of Marine Research* 36(4), S. 595-610.

Bukata, R. P., Jerome, J. H., Kondratyev, K. Ya, Pozdnyakov, D. V. (1991):

Estimation of organic and inorganic matter in inland waters: Optical cross sections of lakes Ontario and Ladoga. *Journal of Great Lakes Research*, 17(4), S. 461-469.

Bukata, R. P., Jerome, J. H., Kondratyev, K. Ya, Pozdnyakov, D. V. (1995):

Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters. CRC Press, Boca Raton.

Bukata, P. et. al. (1997):

Modelling the Radiometric Color of Inland Waters: Implications to a) Remote Sensing and b) Limnological Color Scales. *Journal of Great Lakes Research*, 23 (3), S. 254-269.

Burns, N. M., Rosa, F. (1980):

In situ Measurement of Settling Velocity of Organic Carbon Particles and 10 Species of Phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, Vol. 25, S. 855-864.

- Cairns, S. H., Dickson, K. L., Atkinson, S. F. (1997):
An Examination of Measuring Selected Water Quality Trophic Indicators with SPOT Satellite HRV Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, Vol. 63, No. 3, S. 263-265.
- Canale, R. P., Vogel, A. H. (1974):
Effects of Temperature on Phytoplankton Growth. *Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers*, Vol. 100, S. 231-241.
- Carney, J. F., Colwell, R. R. (1976):
Heterotrophic Utilization of Glucose and Glutamate in an Estuary: Effect of Season and Nutrient Load. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 31, S. 227-233.
- Carrick, H. J., Worth, D., Marshall, M. L. (1994):
The influence of water circulation on chlorophyll-turbidity relationships in Lake Okeechobee as determined by remote sensing. *Journal of Plankton Research*, Vol. 16, Nr. 9, S. 1117-1135.
- Chapra, St. C. (1997):
Surface Water-Quality Modeling. McGraw-Hill.
- Cipollini, P., Corsini, G., Diani, M., Ferretti, E. (1994):
Airborne and Satellite TM Data Integration for Water Monitoring along the Ligurian Coast. *Proc. IGARSS'94, Pasadena, California*, S. 450-452.
- Clark, A. S., Carter, J. C. H. (1974):
Population Dynamics of Cladocerans in Sunfish Lake, Ontario, Canada. *Journal of Zoology*, Vol. 52, S. 1235-1242.
- Cloern, J. E. (1995):
An empirical model of the phytoplankton chlorophyll : carbon ratio - the conversion factor between productivity and growth rate. *Limnology and Oceanography*, 40 (7), S. 1313-1321.
- Coetzer, G. C., Toerien, D. F., Schoeman, F. R. (1977):
Silica, Nitrogen and Phosphorus Requirements of Some Southern Africa Diatoms. *Journal of the Limnological Society of South Africa*, Vol. 3, S. 27-31.
- Cole, Th. M. (2000):
Application Notes. CE-QUAL-W2 applications.
- Cole, Th. M., Buchak, E. M. (1995):
CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 2.0. *Instruction Report EL-95-1*.
- Cole, Th. M., Cloern, J. E. (1984):
Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. *Marine Ecology - Progress Series*, Vol. 17, S. 15-24.
- Cole, Th. M., Cloern, J. E. (1987):
An empirical model for estimating phytoplankton productivity in estuaries. *Marine Ecology - Progress Series*, Vol. 36, S. 299-305.
- Di Toro, D. M. (1980):
Applicability of cellular equilibrium and MONOD theory to phytoplankton growth kinetics. *Ecological Modelling* 8, 201-218.
- de Haan, J. F., Kokke, J. M. M., Hoogenboom, H. J., Dekker, A. G. (1997):
An integrated toolbox for processing and analysis of remote sensing data of inland and coastal waters - atmospheric correction. *Fourth International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, Orlando, Florida, 17-19 March 1997*.

- Dekker, A. G., Peters, S. W. M., Rijkeboer, M., Berghuis, H. (1998):
Analytical processing of multitemporal SPOT and Landsat images for estuarine management in Kalimantan Indonesia. EARSel and NSEOG Symposium "Operational Remote Sensing for Sustainable Development", 11-14 May Enschede, The Netherlands.
- Dekker, A. G., Hoogenboom, H. J., Volten, H., Schreurs, R., de Haan, J. F. (1997):
Angular scattering functions of algae and silt: an analysis of backscattering to scattering function. Ocean Optics XIII, 22-25 October 1996, Nova Scotia, Canada, SPIE Volume 2963.
- Dekker, A. G., Hoogenboom, H. J., Goddijn, L. M., Malthus, T. J. M. (1997):
The Relation Between Inherent Optical Properties and Reflectance Spectra in Turbid Inland Waters. Remote Sensing Reviews, Vol. 15, S. 59-74.
- Dekker, A. G., Hoogenboom, H. J., Rijkeboer, M., de Haan, J. F., Buitefeld, H. (1997):
Estimation of water quality parameters of inland and coastal waters with the use of a tool-kit for processing of remote sensing data. Fourth International Conference on Remote Sensing for Marine and Coastal Environments, Orlando, Florida, 17-19 March 1997.
- Dekker, A. G., Zamurovic-Nenad, Z., Hoogenborn, H. J., Peters, S. W. M. (1996):
Remote sensing, ecological water quality modelling and in situ measurements: a case study in shallow lakes. Hydrological Sciences Journal, 41(4), S. 531-547.
- Dekker, A. G., Malthus, T. J., Hoogenboom, H. J. (1995):
The Remote Sensing of Inland Water Quality. In: Danson, F. M., Plummer, S. E. (eds.): Advances in Environmental Remote Sensing. S. 123-142.
- Dekker, A. G., Donze, M. (1994):
Imaging spectrometry as a research tool for inland water resources analysis. In: Hill, J., M  gier, J. (eds.): Imaging Spectrometry - a Tool for Environmental Observations. S. 295-317.
- Dekker, A. G., Peters, S. W. M. (1993):
The use of the Thematic Mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands. International Journal of Remote Sensing, Vol. 14, Nr. 5, S. 799-821.
- Dekker, A. G. (1993):
Detection of optical water quality parameters for eutrophic waters by high resolution remote sensing. Universität Amsterdam.
- Dekker, A. G., Malthus, T. J., Wijnen, M. M., Seyhan, E. (1992):
The Effect of spectral Bandwidth and Positioning on the Spectral Signature Analysis of Inland Waters. Remote Sensing in the Environment, 41, S. 211-225.
- Di Toro, D. M., Matystik, W. F. (1980):
Mathematical models of water quality in large lakes, Part I: Lake Huron and Saginaw Bay. U.S. Environmental Protection Agency, Ecological Research Series, EPA-600/3-80-056.
- Di Toro, D. M., O'Connor, D.J., Thomann, R. V. (1971):
A Dynamic Model of the Phytoplankton Population in the Sacramento-San Joaquin Delta. Advances in Chemistry Series, Vol. 106, S. 131-180.
- Doerffer, R., Schiller, H., Garcia, J. R., Regner, P. (1998):
First test of a two-step Neural Network Inverse Modelling Technique using MOS Data. Proceedings of the 2nd International Workshop on MOS-IRS and Ocean Colour, DLR, S. 235-243.
- Doerffer, R. (1992):
Imaging Spectroscopy for Detection of Chlorophyll and Suspended Matter. GKSS 92/E/54.

- Doerffer, R., Fischer, J. (1994):
Concentrations of chlorophyll, suspended matter and gelbstoff in case II waters derived from satellite coastal zone color scanner with inverse modeling methods. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 99, No. C4, S. 7457-7466.
- Droop, M. R. (1983):
25 Years of Algal Growth Kinetics. A Personal View. *Botanica Marina*, Vol. 26, S. 99-112.
- Duarte, P. (1995):
A mechanistic model of the effects of light and temperature on algal primary productivity. *Ecological Modelling* 82, S. 151-160.
- Durand, D., Pozdnyakov, D., Sandven, St., Cauneau, F., Wald, L., Kloster, K., Miles, M.: (1999):
Characterisation of Inland and Coastal Waters with Space Sensors. European Commission, A Study for the Centre for Earth Observation (CEO), Final Report.
- DVWK (1996):
Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238/1996.
- DVWK (1999):
Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern. Schriften, Heft 127.
- Edinger, J. E., Brady, D. K., Geyer, J. C. (1974):
Heat Exchange and Transport in the Environment. EPRI Publication No. 74-049-00-3.
- Eilers, P. H. C., Peeters, J. C. H. (1988):
A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton. *Ecological Modelling*, 42, S. 199-215.
- Eilers, P. H. C., Peeters, J. C. H. (1993):
Dynamic behaviour of a model for photosynthesis and photoinhibition. *Ecological Modelling*, 69, S. 113-133.
- Eppley, R. W. (1972):
Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fishery Bulletin*, Vol. 70, No. 4, S.1063-1085.
- Eppley, R. W., Holmes, R. W., Strickland, D. H. (1967):
Sinking rates of marine phytoplankton measured with a fluorometer. *Journal of experimental marine biology and ecology*, Vol. 1, S. 191-208.
- Eppley, R. W., Rogers, J. N., McCarthy, J. J. (1969):
Half-saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, Vol. 14, S. 912-920.
- Ferrari, G. M., Hoepffner, N., Mingazzini, M. (1996):
Optical Properties of the Water in a Deltaic Environment: Prospective Tool to Analyze Satellite Data in Turbid Waters. *Remote Sensing of Environment*, 58, S. 69-80.
- Ferris, J. M., Christian, R. (1991):
Aquatic primary production in relation to microalgal responses to changing light: a review. *Aquatic Sciences* 53, 1/3, S. 187-217.
- FIFE (1997):
FIFE Satellite Landsat TM Extracted Data Set Guide Document.
- FIFE (1997):
Satellite Atmospheric Extract Coefficients Data Set Guide Document.
- Fogg, D. G. (1973):
Phosphorus in primary aquatic plants. *Water Research*, Vol. 7, S. 77-91.

- Forster, B. C., Xingwei, S., Baide, X. (1993):
Remote sensing of sea water quality parameters using Landsat-TM. *International Journal of Remote Sensing*, 14 (5), S. 2759-2771.
- Frank, P. W., Boll, C. D., Kelly, R. W. (1957):
Vital Statistics of Laboratory Cultures of *Daphnia pulex* DeGeer as Related to Density. *Physiological Plant*, Vol. 30, S. 287-305.
- Fraser, R. S. et. al. (1992):
Algorithm for atmospheric corrections of aircraft and satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 13, Nr. 3, S. 541-557.
- Fritsch, P., Hopfgarten, S., Puta, H.:
Optimal Operation of a Water Reservoir System for Different Operational and Hydrological Situations Using SQP-type Optimization Method.
- Garver, S. A., Siegel, D. A. (1997):
Inherent optical property inversion of ocean color spectra and its biogeochemical interpretation. 1. Time series from the Sargasso Sea. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 102, No. C8, S. 18607-18625.
- Geider, R. J. (1997):
Dynamic model for phytoplankton growth and acclimation. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 148, S. 187-200.
- Gitelson, A., Stark, R., Oron, G., Dor, I. (1997):
Monitoring of polluted water bodies by remote sensing. In: *Remote Sensing and Geographic Information Systems for Design and Operation of Water Resources Systems. Proceedings of Rabat Symposium S3, April 1997, IAHS Publication No. 242.*
- Goetz, S. J., Halthore, R. N., Hall, F. A., Markham, B. L. (1995):
Surface temperature retrieval in a temperate grassland with multiresolution sensors. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 100, No. D12, S. 25397-25410.
- Gordon, H. R. (1989):
Can the Lambert-Beer law be applied to the diffuse attenuation coefficient of ocean water? *Limnology and Oceanography*, 34 (8), S. 1389-1409.
- Gordon, H. R. (1991):
Absorption and scattering estimates from irradiance measurements: Monte Carlo simulations. *Limnology and Oceanography*, 36 (4), S. 769-777.
- Gordon, H. R., Brown, O. B., Jacobs, M. M. (1975):
Computed relationships between the inherent and apparent optical properties of a flat homogeneous ocean. *Applied Optics*, 14 (2), S. 417-427.
- Gordon, H. R., Clark, D. K. (1980):
Atmospheric Effects in the Remote Sensing of Phytoplankton Pigments. *Boundary-Layer Meteorology* 18, S.299-313.
- Hall, G. H. (1982):
Apparent and Measured Rates of Nitrification in the Hypolimnion of a Mesotrophic Lake. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 43, S. 542-547.
- Hamilton, D. P., Hocking, G. C., Patterson, J. C. (1997):
Criteria for selection of spatial dimension in the application of one- and two-dimensional water quality models. *Mathematics and Computers in Simulation* 43, S. 387-393.
- Hamilton, D. P., Schladow, S. G. (1997):
Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I - Model description. *Ecological Modelling* 96, S. 91-110.

- Haphey-Wood, Ch. M. (1988):
Ecology of freshwater planktonic green algae. In: Sandgren, C. D. (ed.): Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton, Cambridge University Press, S. 175-226.
- Harris, G. P., Piccinin, B. B. (1977):
Photosynthesis by Natural Phytoplankton Populations. Archiv für Hydrobiologie, Bd. 80, Heft 4, S. 405-457.
- Henderson-Sellers, B. (1986):
Calculating the Surface Energy Balance for Lake and Reservoir Modeling: A Review. Reviews of Geophysics, Vol. 24, Nr. 3, S. 625-649.
- Holm, N. P., Armstrong, D. E. (1981):
Role of nutrient limitation and competition in controlling the populations of *Asterionella formosa* and *Microcystis aeruginosa* in semicontinuous culture. Limnology and Oceanography, 26(4), S. 622-634.
- Holland, M. M. et. al. (1990):
Water quality management. Nature & Resources, Vol. 26, No.3.
- Hoogenboom, H. J., Dekker, A. G., Althuis, Ij. A. (1998):
Simulation of AVIRIS Sensitivity for Detecting Chlorophyll over Coastal and Inland Waters. Remote Sensing in the Environment, S. 333-340.
- Hoogenboom, H. J., Dekker, A. G. (1998):
The Sensitivity Of MEdium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS) For Detecting Chlorophyll and Seston Dry Weight in Coastal And Inland Waters. IEEE/International Geoscience & Remote Sensing Symposium, July 6-10, 1998, Seattle, USA.
- Hoogenhout, H., Ames, J. (1965):
Growth Rates of Photosynthetic Microorganisms in Laboratory Studies. Archives of Microbiology, Vol. 50, No. 8, S. 1226-1230.
- Hostetler, S. W. (1995):
Hydrological and Thermal Response of Lakes to Climate: Description and Modeling. In: Lerman, A., Gat, J. Imboden, D.: Physics and Chemistry of Lakes. Springer Verlag.
- Hutchinson, G. E. (1957) :
A Treatise on Limnology. Volume 1, Geography, Physics and Chemistry, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Hutter, K.; Trösch, J. (1975):
Über die hydromechanischen und thermodynamischen Grundlagen der Seezirkulation. Mitt Nr. 20, Versuchsanstalt f. Wasserbau, ETH Zürich.
- Hutter, K. (1984):
Hydrodynamics of lakes. Springer-Verlag, Wien New York.
- Imberger, J., Patterson, J. C. (1981):
A dynamic reservoir simulation model - DYRESM: 5. In: Fischer, H. B. (1981): Transport Models for Inland and Coastal Waters. Proceedings of the Symposium on Predictive Ability of Surface Water Flow and Transport Models, Berkeley, California, 1980.
- Imberger, J. (1994):
Transport processes in lakes: A review. In: Margalef, R. (Hrsg.): Limnology Now, Elsevier.
- Iwakuma, T., Yasuno, M. (1983):
A comparison of several mathematical equations describing photosynthesis-light curve for natural phytoplankton populations. Archiv für Hydrobiologie, Heft 97, S. 208-226.
- James, A. (Hrsg., 1993) :
An Introduction to Water Quality Modelling. John Wiley & Sons.

- Jassby, A. D., Platt, T. (1976):
Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, Vol. 21 (4), S. 540-547.
- Jin, H., Egashira, Chau, K. W. (1998):
Carbon To Chlorophyll-a Ratio In Modeling Long-Term Eutrophication Phenomena. *Water Science Technology*, Vol. 38, No. 11, S. 227-235.
- Jørgensen, S. E. (1997):
Ecological modelling in 100 volumes. *Ecological Modelling* 100, S. 1-4..
- Jørgensen, S. E. (1994):
Fundamentals of ecological modelling. 2nd ed., Elsevier, Amsterdam.
- Jørgensen, S. E. (1989):
Mathematical Submodels in Water Quality Systems. *Developments in Environmental Modelling*, 14, Elsevier.
- Jørgensen, S. E., Friis, M. B., Henriksen, J., Jørgensen, L. A., Mejer, H. F. (1979):
Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters. International Society for Ecological Modelling, Pergamon Press.
- Kanwisher, J. (1963):
On the exchange of gases between the atmosphere and the sea. *Deep-Sea Research*, Vol. 10, S. 195-207.
- Karagounis, I. (1992):
Ein physikalisch-biochemisches Seemodell. Mitt. 116, Versuchsanstalt f. Wasserbau, ETH Zürich.
- Karrickhoff, S. W., Brown, D. S., Scott, T. A. (1979):
Sorption of Hydrophobic Pollutants on Natural Sediments. *Water Research* 13, S. 241-248.
- Keller, A. A. (1989):
Modeling the effects of temperature, light, and nutrients on primary productivity: An empirical and a mechanistic approach compared. *Limnology and Oceanography*, 34 (1), S. 82-95.
- Kirk, J. T. O. (1981):
Monte Carlo Study of the Nature of the Underwater Light Field in, and the Relationships between Optical Properties of, Turbid Yellow Waters. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 32, S. 517-532.
- Kirk, J. T. O. (1991):
Volume scattering function, average cosines, and the underwater light field. *Limnology and Oceanography*, 36 (3), S. 455-467.
- Kirk, J. T. O. (1994):
Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. Cambridge University Press.
- Khorram, S., Cheshire, H. (1991):
Water quality mapping of Augusta Bay, Italy from Landsat-TM data. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 12, Nr. 4, S. 803-808.
- Kneizys, F. X., Shettle, E. P., Gallery, W. O., Chetwynd, J. D., Abreu, L. W., Selby, J. E. A., Clough, S. A., Anderson, G. P. (1988):
Users Guide to LOWTRAN-7. Air Force Geophysical Laboratory. Hanscom AFB Engineering Research Papers No. 1010, AFGL-TR-88-0177.

- Kneizys, F.X., Robertson, D.C., Abreu, L.W., Acharya, P., Anderson, G.P., Rothman, L.S., Chetwynd, J.H., Selby, J.E.A., Shettle, E.P., Gallery, W.O., Berk, A., Clough, S.A., Bernstein, L.S. (1996):
The MODTRAN 2/3 Report and LOWTRAN 7 MODEL. Phillips Laboratory, Geophysics Directorate. Contract F19628-91-C-0132.
- Kondratyev, K. Ya., Melentyev, V. V., Pozdniakov, D. V. (1994):
Application of remote sensing to comprehensive monitoring of inland water ecosystems. In: Peters, N., Allan, R. J., Tsirkunov, V. V. (Eds.): Hydrological, Chemical and Biological Processes of Transformation and Transport of Contaminants in Aquatic Environments. IAHS Publication No. 219. (Mikrowellen!!!)
- Kondratyev, K., Ya. et. al. (1996):
Combined application of remote sensing and in situ measurements in monitoring environmental processes. *Hydrobiologia* 322, S. 227-232.
- Kondratyev, K. Ya., Pozdnyakov, D. V., Pettersson, L. H. (1998):
Water quality remote sensing in the visible spectrum. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 19, Nr. 5, S. 957-979.
- Kopmann, R. (1999):
Mehrdimensionale Effekte in dimensionsreduzierten Gewässergütemodellesn. Institut für Strömungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen der Universität Hannover, Bericht Nr. 57.
- Krawczyk, H., Neumann, A., Walzel, Th., Hetscher, M., Siegel, H. (1998):
Application of a multispectral interpretation algorithm to remote sensing data over the Baltic Sea.
- Krawczyk, H., Neumann, A., Walzel, Th., Zimmermann, G. (1993):
Investigation of Interpretation possibilities of spectral high dimensional measurements by means of Principal Component Analysis - A concept for physical interpretation of those measurements. *SPIE* Vol. 1938, S. 401-411.
- Langholz, H., Häckel, H. (1985):
Messungen der photosynthetisch aktiven Strahlung und Korrelationen mit der Globalstrahlung. *Meteorologische Rundschau*, Heft 38, S. 75-82.
- LAWA (1990):
Limnologie und Bedeutung ausgewählter Talsperren in der Bundesrepublik Deutschland..
- Laws, E. A., Wong, D. C. (1978):
Studies of Carbon and Nitrogen Metabolism by Three Marine Phytoplankton Species in Nitrate-Limited Continuous Culture. *Journal of Phycology*, Vol. 14, S. 406-416.
- Lehmann, J. T. (1988):
Selective herbivory and its role in the evolution of phytoplankton growth strategies. In: Sandgren, C. D. (ed.): Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton, Cambridge University Press, S. 369-387.
- Longhurst, A., Sathyendranath, S., Platt, T., Caverhill, C. (1995):
An estimate of global primary production in the ocean from satellite radiometer data. *Journal of Plankton Research*, Vol. 17, No. 6, S. 1245-1271.
- Lutz, V. A., Sathyendranath, S., Head, E. J. H., Li, W. K. W. (1998):
Differences between in vivo absorption and fluorescence excitation spectra in natural samples of phytoplankton. *Journal of Phycology*, 34, S. 214-227.
- Maltus, T. J., Dekker, A. G. (1995):
First derivative indices for the remote sensing of inland water quality using high spectral resolution reflectance. *Environment International*, Vol. 21, Nr. 2, S. 221-232.

- Maniak, U. (1997):
Hydrologie und Wasserwirtschaft. 4. Aufl., Springer Verlag.
- Mattikalli, N. M., Richards, K. S. (1996):
Estimation of Surface Water Quality Changes in Response to Land Use Change: Application to The Export Coefficient Model Using Remote Sensing and Geographical Information System. *Journal of Environmental Management* 48, S. 263-282.
- McPherson, L. (1995):
Correlating Conductivity to PPM of Total Dissolved Solids. *WATER/Engineering & Management*, Vol. 142, No. 8, S. 31-33.
- Megard, R. O., Comles, W. S., Smith, P. D., Knoll, A. S. (1980):
Attenuation of light and daily integral rates of photosynthesis attained by planktonic algae. *Limnology and Oceanography*. Vol. 24, S. 1038-1050.
- Moal, J., Martin-Jezequal, V., Harris, R. P., Samain, J.-F., Poulet, S. A. (1987):
Interspecific and intra-specific variability of the chemical composition of marine phytoplankton. *Oceanol. Acta* 10, S. 339-346.
- Monakov, A. V. (1972):
Review of studies on Feeding of Aquatic Invertebrates Conducted at the Institute of Biology of Inland Waters, Academy of Science, USSR. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, Vol. 29, S. 363-383.
- Montagnes, D. J. S., Berges, J. A., Harrison, P. J., Taylor, F. J. R. (1994):
Estimating carbon, nitrogen, protein and chlorophyll a from volume in marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 39 (5), S. 1044-1060.
- Morel, A. (1979):
In-water and remote measurements of ocean color. *Boundary-Layer Meteorology* 18, S. 177-201.
- Morel, A., Gordon, H. R. (1980):
Report of the working group on water color. *Boundary Layer Meteorology* 18, S. 343-355.
- Morel, A., Prieur, L. (1977):
Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography*, V. 22(4).
- Morel, F. F. M. (1987):
Kinetics of nutrient uptake and growth in phytoplankton. *Journal of Phycology* 23, S. 137-150.
- Morgenschweis, G. (1985):
On the Estimation of Lake Evaporation Losses for the Operation of the Ruhr Reservoir System. *Beiträge zur Hydrologie, Sonderheft 5.1*, S. 93-109.
- Mortimer, C.H. (1981):
The Oxygen Content of Air Saturated Fresh Waters over Ranges of Temperature and Atmospheric Pressure of Limnological Interest. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, Vol 22, S. 2-23.
- Mullin, M. M., Sloan, P. R., Eppley, R. W. (1966):
Relationship between carbon content, cell volume and area in phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, Vol. 11, S. 307-311.
- Myers, J., Graham, J. (1961):
On the Mass Culture of Algae: III. Light Diffusers: High vs. Low Temperature Chlorellas. *Plant Physiology*, Vol. 36, S. 342-346.
- Nalewajko, C. (1966):
Photosynthesis and excretion in various planktonic algae. *Limnology and Oceanography*, Vol. 11, No. 1, S. 1-10.

- Nandalal, K. D. W. (1995):
Reservoir Management Under Consideration of Stratification and Hydraulic Phenomena. Wageningen.
- Neumann, A., Krawczyk, H., Walzel, Th. (1995):
Optimiertes Verfahren zur Bestimmung von Wasserinhaltsstoffen aus spektral hochauflösenden Fernerkundungsdaten. DLR-Nachrichten, Heft 77.
- Nusch, E. A. (1992):
Water quantity and quality in lakes and reservoirs for human uses. In: Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia, International Journal of Limnology, Volume 52, S. 237-255.
- Nusch, E. A. (1989):
Limnological Investigations into the Westphalian reservoirs and Ruhr River impoundments. In: Lampert, W. et al. (eds.): Limnology in the Federal Republic of Germany, SIL-Congress, Munich, S.53-57.
- Nusch, E. A. (1981):
Messung der Chlorophyllfluoreszenz (kontinuierlich) und der photosynthetischen Sauerstoffproduktion (tiefenintegriert) in einem eutrophen Flußstau. Sonderdruck aus Vom Wasser 57, S. 297-308.
- Nusch, E. A., Koppe, P. (1981):
Temporal and spatial distribution of phytoplankton as detected by in vivo et in situ fluorometry. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, S. 756-762.
- Nusch, E. A. (1975):
Comparative investigations on extent, causes and effects of eutrophication in Western German reservoirs. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19, S. 1871-1879.
- Orlob, G.T. (1983):
Mathematical modeling of water quality: streams, lakes and reservoirs. Vol.12, J. Wiley, Chichester.
- Otsuki, A., Hanya, T. (1972):
Production of Dissolved Organic Matter from Dead Green Algal Cells; I. Aerobic Microbial Decomposition. Limnology and Oceanography, Vol. 17, S. 248-257.
- Pastres, R., Franco, D., Pecelik, G., Solidoro, C., Dejak, C. (1997):
Local sensitivity analysis of a distributed parameters water quality model. Reliability Engineering and System Safety 57, S. 21-30.
- Petzoldt, Th. (1996):
Möglichkeiten zur Vorhersage von Phytoplanktonmassenentwicklungen: Von der statistischen Betrachtungsweise zur Kurzfristprognose. TU Dresden, Institut für Hydrobiologie.
- Pickett, J. M. (1975):
Growth of Chlorella in a Nitrate-limited Chemostat. Plant Physiology, 55, S. 223-225.
- Powles, S. B. (1984):
Photoinhibition of photosynthesis induced by visible light. Annual Review of Plant Physiology, 35, S. 15-44.
- Pozdnyakov, D. V., Kondratyev, K. Ya., Bukata, R. P., Jerome, J. H. (1998):
Numerical modelling of natural water colour: implications for remote sensing and limnological studies. International Journal of Remote Sensing, Vol. 19, Nr. 10, S. 1913-1932.
- Prézelin, B. B., Tilzer, M. M., Schofield, O., Haese, C. (1991):
The control of the production process of phytoplankton by the physical structure of the aquatic environment with special reference to its optical properties. Aquatic Sciences 53, 2/3, S. 136-186.

- Prochnow, D., Bungartz, H., Friedrich, J. (1989):
Modellierung des partikulären Stofftransportes in Flüssen und Seen. Akademie der Wissenschaften der DDR.
- Prochnow, D., Bungartz, H., Engelhardt, Ch., Krüger, A., Sauer, W., Schild, R., Thiele, M. (1997):
Schweb- und Schadstoffe in der unteren Spree 1994 - 1996, Modellierung und Simulation des dynamischen Verhaltens von Schwebstoffen in eutrophen Fließgewässern. Berichte des IGB, Heft 3.
- Recknagel, F. (1984):
A comprehensive sensitivity analysis for an ecological simulation model. Ecological Modelling 26, S. 77-96.
- Redalje, D. G., Laws, E. A. (1981):
A New Method for Estimating Phytoplankton Growth Rates and Carbon Biomass. Marine Biology 62, S. 73-79.
- Reynolds, C. S. (1988):
Functional morphology and adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In: Sandgren, C. D. (ed.): Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton, Cambridge University Press, S. 388-433.
- Reynolds, C. S. (1986):
The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press.
- Rhee, G. Y. (1973):
A continuous culture study of phosphate uptake, growth rate and polyphosphate in *Scenedesmus* Sp. Journal of Phycology, Vol. 9, S. 495-506.
- Richter, R. (1985):
Some Aspects of the Atmospheric Radiance Model of LOWTRAN 6. DFVLR, Institut für Optoelektronik, Forschungsbericht 85-33.
- Rijkeboer, M., Dekker, A. G., Gons, H. J. (1998):
Subsurface irradiance reflectance spectra of inland waters differing in morphometry and hydrology. Aquatic Ecology 31, S. 313-323.
- Ritchie, J. C., Cooper, C. M. (1988):
Comparison of measured suspended sediment concentrations with suspended sediment concentrations estimated from Landsat MSS data. International Journal of Remote Sensing, Vol. 9, Nr. 3, S. 379-387.
- Romo, S. (1994):
Growth parameters of *Pseudoanabaena galeata* Böcher in culture under different light and temperature conditions. Archiv für Hydrobiologie / Algological Studies 75, S. 239-248.
- Ruhrverband (1997a):
Ruhrwassergüte 1997.
- Ruhrverband (1997b):
Ruhrwassermenge 1997.
- Ruhrverband (1995a):
Sicherheitsbericht - Teil A - Möhnetalsperre.
- Ruhrverband (1995b):
Ruhrwassergüte 1995.
- Ruhrverband (1995c):
Ruhrwassermenge 1995.

- Ryding, S. O., Rast W. (1989):
The control of eutrophication of lakes and reservoirs. Paris, Unesco, Parthenon Publishing.
- Ryther, J. H. (1954):
Inhibitory Effects of Phytoplankton upon Feeding of *Daphnia magna* with Reference to Growth, Reproduction and Survival. Ecology, Vol. 35, S. 522-533.
- Sathe, P. V., Sathyendranath, S. (1992):
A FORTRAN-77 program for Monte Carlo simulation of upwelling light from the sea. Computers & Geosciences Vol. 18, No. 5, S. 487-507.
- Sathyendranath, S., Hoge, F. E., Platt, T., Swift, R. N. (1994):
Detection of phytoplankton pigments from ocean color: improved algorithms. Applied Optics, Vol. 33, No. 6.
- Scavia, D., Park, R.A. (1976):
Documentation of selected constructs and parameter values in the aquatic model CLEANER. Ecological Modelling 2, S. 33-58.
- Schild, R. (1999):
Kopplung von biologischen und hydraulischen Mechanismen der Schwebstoffdynamik in eutrophen Fließgewässern: Modelluntersuchungen am Beispiel der Spree. Dissertation im Fach Gewässerökologie an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin.
- Schladow, S. G., Hamilton, D. P. (1997):
Prediction of water quality in lakes and reservoirs: Part II - Model calibration, sensitivity analysis and application. Ecological Modelling 96, S. 111-123.
- Schneider, K., Mauser, W. (1997):
Zur Bestimmung von Wasserqualitätsparametern mit Hilfe von LANDSAT Satellitenbildern. Wasserwirtschaft 87, Nr. 1, S. 32-35.
- Schneider, K., Mauser, W., Bach, H. (1997):
Water quality parameters derived from remote sensing data. In: Advances in Water Quality Monitoring, WMO/TD-612, Nr. 42, S. 269-286.
- Schneider, K., Mauser, W. (1996):
Processing and accuracy of Landsat Thematic Mapper data for lake surface temperature measurement. International Journal of Remote Sensing, Vol. 17, Nr. 11, S. 2027-2041.
- Schneider, K., Bach, H., Mauser, W. (1996):
Determination of water quality parameters in Lake Constance using LANDSAT-TM images. In: Proceedings of the European Optical Society and SPIE - The International Society for Optical Engineering (EOROTPO), The European Symposium on Satellite Remote Sensing III Taormina, Italy, 23-27 September, 10p.
- Schneider, K. (1996):
Die Bestimmung zeitlicher und räumlicher Verteilungsmuster von Chlorophyll und Temperatur mit Fernerkundungsdaten. Münchner Geographische Abhandlungen, Band B 23.
- Schneider, K., Mauser, W. (1995):
Die räumliche Struktur der Energieflüsse an der Wasseroberfläche des Bodensees. Wasserwirtschaft 85, Nr. 1, S. 8-11.
- Schneider, K. (1991):
Die Bestimmung der Temperatur und der Energieflüsse an der Oberfläche des Bodensees mit Hilfe von Landsat-TM und NOAA/AVHRR Satellitendaten. Dissertation an der Geowissenschaftlichen Fakultät der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.

- Schneider, K., Mauser, W. (1991):
The impact of the meteorological situation upon the satellite-derived surface skin temperature. In: Proceedings of the 11th EARSeL Symposium, Europe: From Sea Level to Alpine Peaks, from Iceland to the Ural. Graz, Austria, 3-5 July.
- Schneider, K., Mauser, W., Grunwald, B. (1988):
On the correction of atmospheric effects on digital remote sensing data for the monitoring of water contents. Proceedings of the 8th EARSeL Symposium: Alpine and Mediterranean Areas: A Challenge for Remote Sensing, Capri (Naples) Italy, S. 119-129.
- Schneider, K. (1987):
Die Aufbereitung von digitalen Fernerkundungsdaten zur quantitativen Bestimmung des Chlorophyll- und Schwebstoffgehalts in einem kleinen Süßwassersee. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Geographie und Hydrologie, Institut für Physische Geographie der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br.
- Schoombie, S. W., Cloot, A., Pieterse, A. J. H., Roos, J. C. (1993):
An algal growth model for the Vaal River. In: Wrobel, L. C., Brebbia, C. A. (Eds.): Modeling, Measuring and Prediction. Proceedings of the 2nd International Conference of Water Pollution, Mailand, Italien, S. 667-674.
- Schwoerbel, J. (1993):
Einführung in die Limnologie. 7. Auflage, Uni-Taschenbücher 31, Gustav Fischer, Stuttgart, Jena.
- Sicko-Goad, L., Stoermer, E. F., Ladewski, B. G. (1977):
A Morphometric Method for Correcting Phytoplankton Cell Volume Estimates. *Protoplasma* 93, S. 147-163.
- Slater, P. N., Biggar, S. F., Holm, R. G., Jackson, R. D., Mao, Y., Moran, M. S., Palmer, J. M., Yuan, B. (1987):
Reflectance and Radiance Based Methods for In-Flight Absolute Calibration of Multispectral Sensors. *Remote Sensing of the Environment*, S. 505-574.
- Smayda, T. J., Boleyn, B. J. (1966):
Experimental Observations on the Floatation of Marine Diatoms; III. *Bacteriastrum hyalinum* and *Chaetoceros lauderi*. *Limnology and Oceanography*, Vol. 23, S. 247-259.
- Smith, R. C., Baker, K. S. (1978):
The bio-optical state of ocean waters and remote sensing. *Limnology and Oceanography*, Vol. 23, S. 247-259.
- Snow, P. D., Di Giano, F. A. (1976):
Mathematical Modeling of Phosphorus Exchange Between Sediments and Overlying Water in Shallow Eutrophic Lakes. Report No. Env. Eng. 54-76-3, University of Massachusetts.
- Sommer, U. (1994):
Planktologie. Springer Verlag.
- Spence, D. H. N. (1981):
Light quality and plant responses underwater. Plants and the daylight spectrum: Proceedings of the British Photobiology Society, S. 245-276.
- Spencer, D. F., Lembi, C. A. (1981):
Factors Regulating the Spatial Distribution of the Filamentous Alga *Pithophora Oedogonia* (Chlorophyceae) in an Indiana Lake. *Journal of Phycology*, Vol. 17, S. 168-172.
- Steele, J. H. (1962):
Environmental Control of Photosynthesis in the Sea. *Limnology and Oceanography*, Vol. 7, S. 137-150.

- Stefan, H. G., Cardoni, J., Schiebe, F. K., Cooper, C. M. (1983):
Model of Light Penetration in a Turbid Lake. *Water Resources Research*, Vol. 19, Nr. 1, S. 109-120.
- Strathmann, R. R. (1966):
Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnology and Oceanography*, Vol. 12, S. 411-418.
- Sturm, B. (1981):
The Atmospheric Correction of Remotely Sensed data and the Quantitative determination of Suspended Matter in Marine Water Surface Layers. In: Cracknell, A. P. (Ed.): *Remote sensing in Meteorology, Oceanography and hydrology*, S. 163-197.
- Tanaka, N., Nakanishi, M., Kadota, H. (1974):
Nutritional Interrelation between Bacteria and Phytoplankton in a Pelagic Ecosystem. In: Colwell, R. R., Mouta, R. V.: *Effects of the Ocean Environment on Microbial Activities*. University Park Press, Baltimore, S. 495-509.
- Tanré, D., Deschamps, P., Duhaut, P., Herman, M. (1987) :
Adjacency Effect produced by the Atmospheric Scattering in Thematic Mapper Data. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 92, No. D10, S. 12000-12006.
- Tassan, S. (1980):
Application of a Global Sensitivity Analysis Model to the Retrieval of Chlorophyll Concentration in Water from Remotely Measured Radiance. *Proceedings of the 14th International Symposium on Remote Sensing of the Environment*, S. 807-818.
- Tassan, S., Sturm, B. (1986):
An algorithm for the retrieval of sediment content in turbid coastal waters from CZCS data. *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 7, Nr. 5, S. 643-655.
- Taylor, A. H., Geider, R. J., Gilbert, F. J. H. (1997):
Seasonal and latitudinal dependencies of phytoplankton carbon-to-chlorophyll a ratios: results of a modelling study. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 152, S. 51-66.
- Thomann, R. V., Mueller, J. A. (1987):
Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. Harper Collins Publishers.
- Thornton, K. W., Lessem, A. S. (1978):
A Temperature Algorithm for Modifying Biological Rates. *Transactions of the American Fisheries Society*, 107 (2), S. 284-287.
- Turpin, D. H. (1988):
Physiological mechanisms in phytoplankton resource competition. In: Sandgren, C. D. (ed.): *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*, Cambridge University Press, S. 316-368.
- Underhill, P. A. (1977):
Nitrate uptake kinetics and clonal variability in the neritic diatom *Biddulphia Aurita*. *Journal of Phycology*, Vol. 13, S. 170-176.
- U.S. Army Corps of Engineers (1995):
CE-QUAL-R1: A Numerical One-Dimensional Model of Reservoir Water Quality; User's Manual. Instruction Report E-82-1.
- van der Woerd, H., Dekker, A. (1998):
Towards an operational satellite-based water-quality information service. 27th International Symposium on Remote Sensing of Environment, Tromsø, 8-12 June 1998.
- van Duin, E.H.S., Lijklema, L. (1989):
Modelling photosynthesis and oxygen in a shallow, hypertrophic lake. *Ecological Modelling*, 45, S. 243-260.

- van Lierre, L., Zevenboom, W., Mur, L. R. (1977):
Nitrogen as a Limiting Factor of the Growth of the Blue Green Alga *Oscillatoria agardhii*.
Progressive Water Technology, Vol. 8, S. 301-312.
- Verdin, J. P. (1985):
Monitoring Water Quality Conditions in a Large Western Reservoir with Landsat Imagery.
Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Vol. 51, Nr. 3, S. 343-353.
- Verduin, J. (1952):
Photosynthesis and Growth Rates of Two Diatom Communities in Western Lake Erie.
Ecology, Vol. 33, S. 163-169.
- Vollenweider, R. A., Kerekes, J. J. (1982):
Background and summary results of the OECD co-operative programme on eutrophication. OECD report, Paris.
- Vos, R. J., Dekker, A. J., Peter, S. W. M., van Rossum, G. A., Hooijkaas, L. J. (1998):
RESTWAQ 2, Part II. Comparison of remote sensing data, model results and in - situ data for the southern Frisian Lakes. NRSP-2 report 98-08b.
- Vos, R. J., Schuttelaar (1995) :
RESTWAQ data assessment, data-model integration and application to the Southern North Sea. The Netherlands remote sensing Board report 95-19, Delft.
- Wetzel (1975):
Limnology. W.B. Saunders, Philadelphia.
- Williams, D. T., Drummond, G. R., Ford, D. E., Robey, D. L. (1981):
Determination of light extinction coefficients in lakes and reservoirs. In: Stefan, H. G. (Ed.): *Proceedings of the Symposium on Surface Water Impoundments*.
- Williams, P. J. (1982):
Microbial Contribution to Overall Plankton Community Respiration - Studies in Enclosures. In: Grice, G. D., Reeve, M. R. (eds.): *Marine Mesocosms: Biological and Chemical Research in Experimental Ecosystems*. Springer-Verlag, New York, S. 305-321.
- Willmitzer, H., Planke, H., Hövel, K. (1998):
Einsatz des Simulationsmodells SALMO für die Bewirtschaftung von Trinkwassertalsperren.
- WMO (1994):
Guide to hydrological practices. WMO-No. 168, Fifth edition.
- Wright, R. T. (1975):
Studies on Glycolic Acid Metabolism by Freshwater Bacteria. *Limnology and Oceanography*, Vol. 20, S. 626-633.
- Zimmermann, G. (1991):
Fernerkundung des Ozeans. Akademie Verlag, Berlin.
- Zison, S.W., Mills, W.B., Deimer, B., and Chen, C.W. (1978):
Rates, Constants, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/3-68-105, Washington, DC.
- Zonneveld, C. (1998):
A cell-based model for the chlorophyll a to carbon ratio in phytoplankton. *Ecological Modelling* 113, S. 55-70.

Kontinuitätsgleichung:

$$\frac{v_x}{x} + \frac{v_z}{z} = q$$

Momentengleichungen:

x-Richtung:

$$\frac{v_x}{t} = -\frac{(v_x \cdot v_x)}{x} - \frac{(v_x \cdot v_z)}{z} + \frac{v}{x} \cdot \frac{v_x}{x} + \frac{v}{z} \cdot \frac{v_x}{z} + g_x$$

z-Richtung:

$$\frac{\partial v_z}{\partial t} = -\frac{\partial(v_z \cdot v_x)}{\partial x} - \frac{\partial(v_z \cdot v_z)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial x} \left(v \cdot \frac{\partial v_z}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(v \cdot \frac{\partial v_z}{\partial z} \right) + g_z$$

Stofftransportgleichung:

$$\frac{C}{t} = -\frac{(v_x \cdot C)}{x} - \frac{(v_z \cdot C)}{z} + \frac{D_m}{x} \cdot \frac{C}{x} + \frac{D_m}{z} \cdot \frac{C}{z} \pm \text{Quellen / Senken}$$

mit:

t Zeit [s]

v_x, v_z Strömungsgeschwindigkeiten in x- bzw. z-Richtung [m/s]

ν Kinematische Viskosität des Wassers [m²/s]

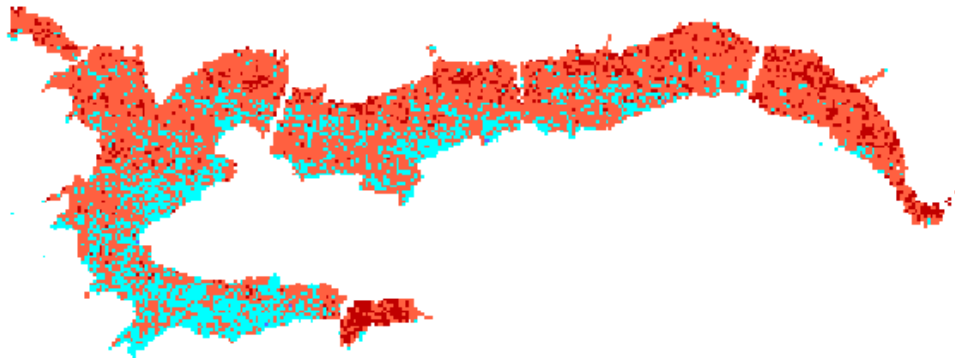
g_x, g_z Beschleunigungsvektoren [m/s²]

C Konzentration eines Wasserinhaltsstoffs [g/m³]

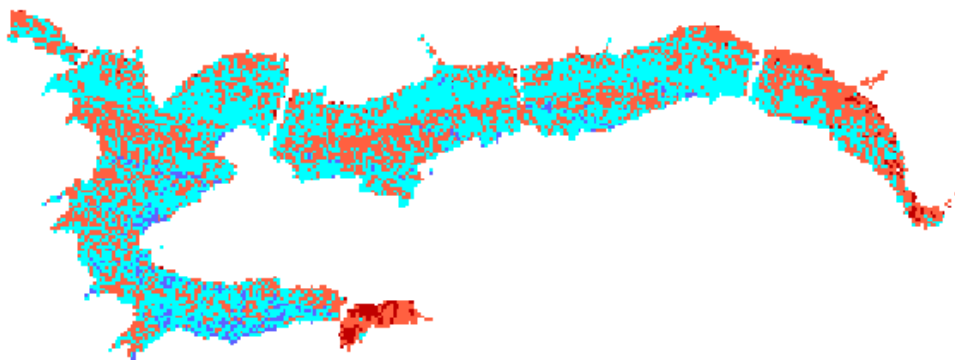
D_m Molekularer Diffusionskoeffizient [m²/s]

Hydrodynamische Grundgleichungen

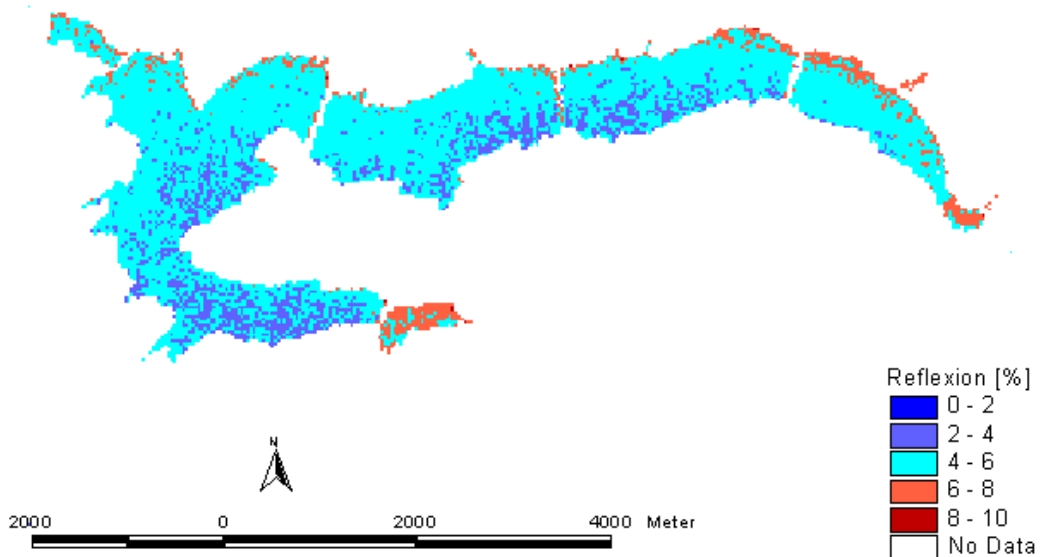
Kanal 1



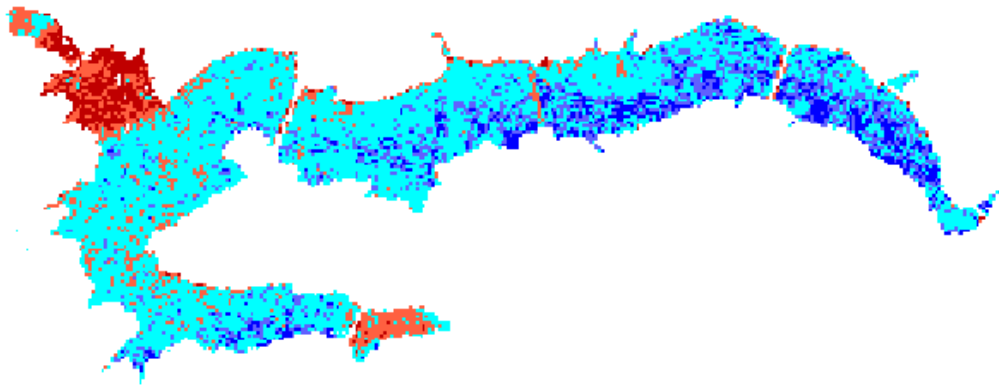
Kanal 2



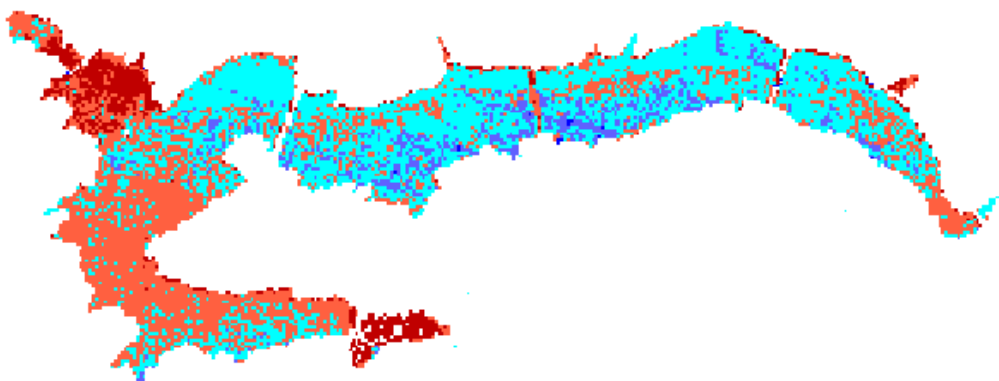
Kanal 3



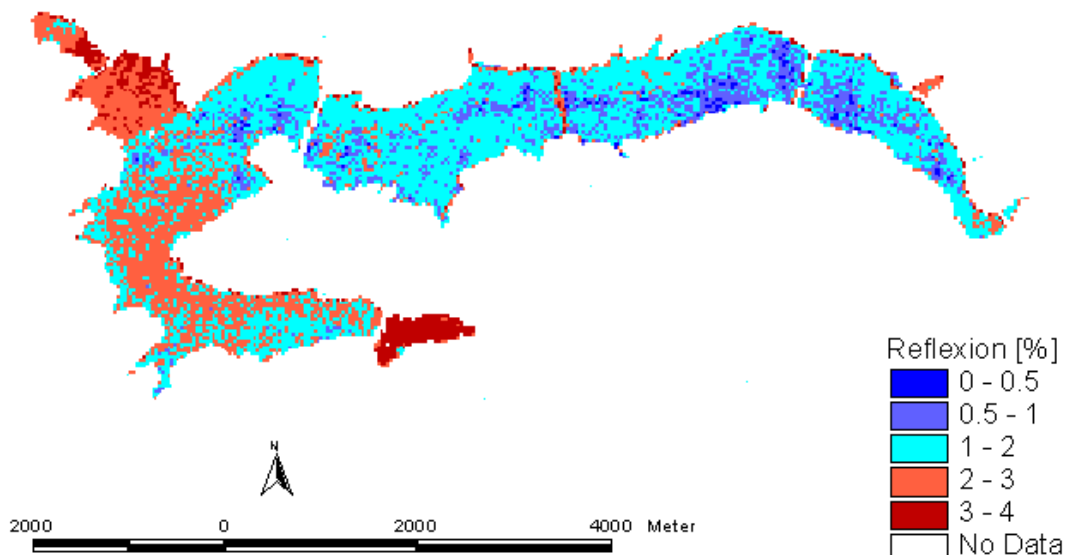
Kanal 1



Kanal 2



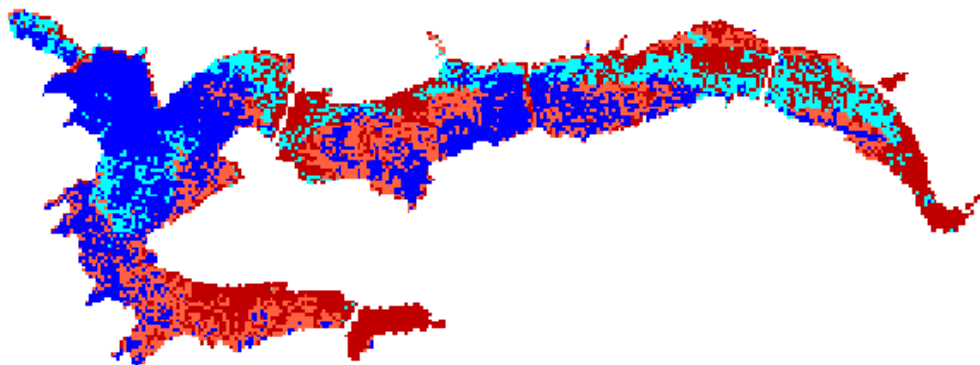
Kanal 3



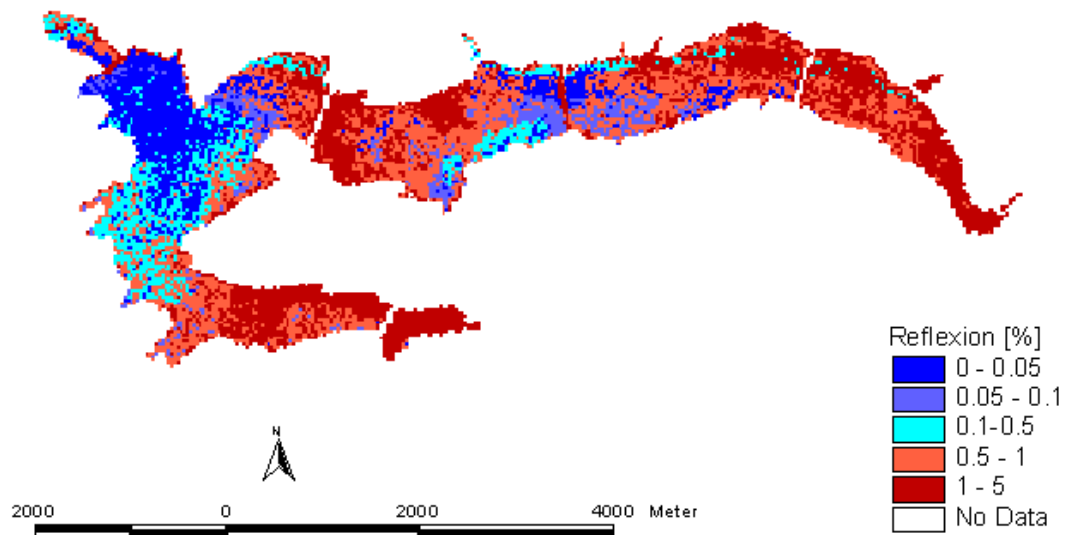
Kanal 1

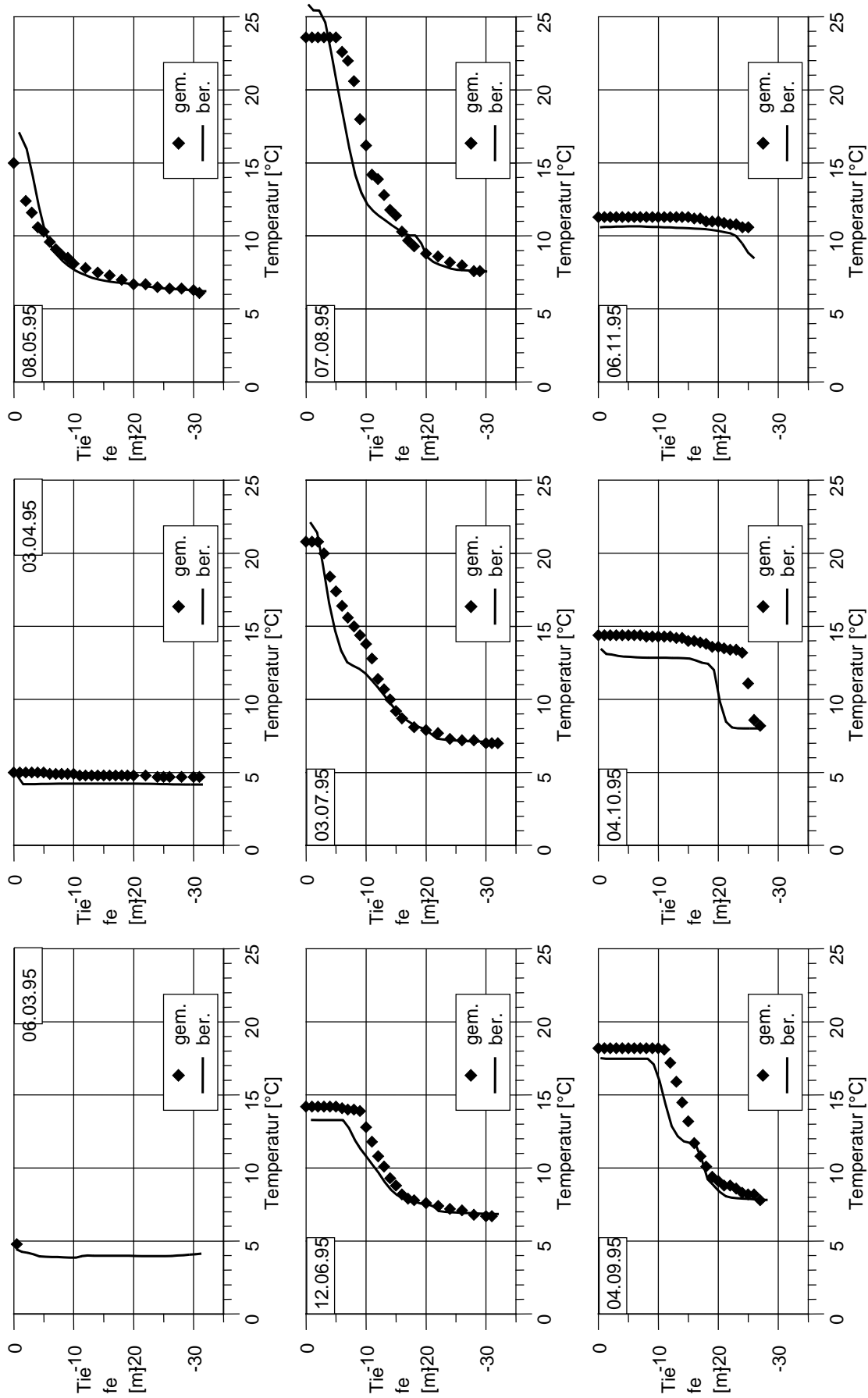


Kanal 2

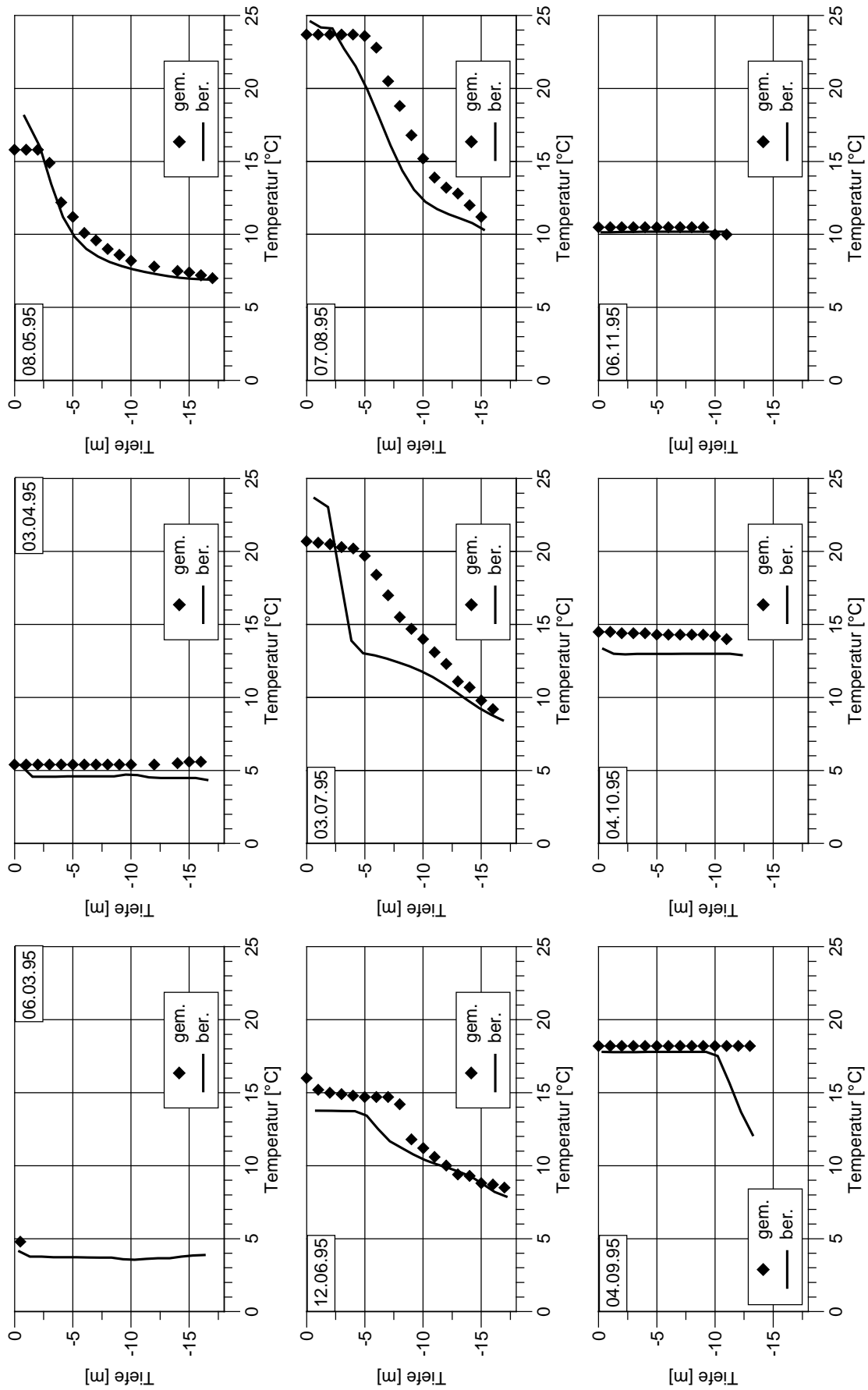


Kanal 3

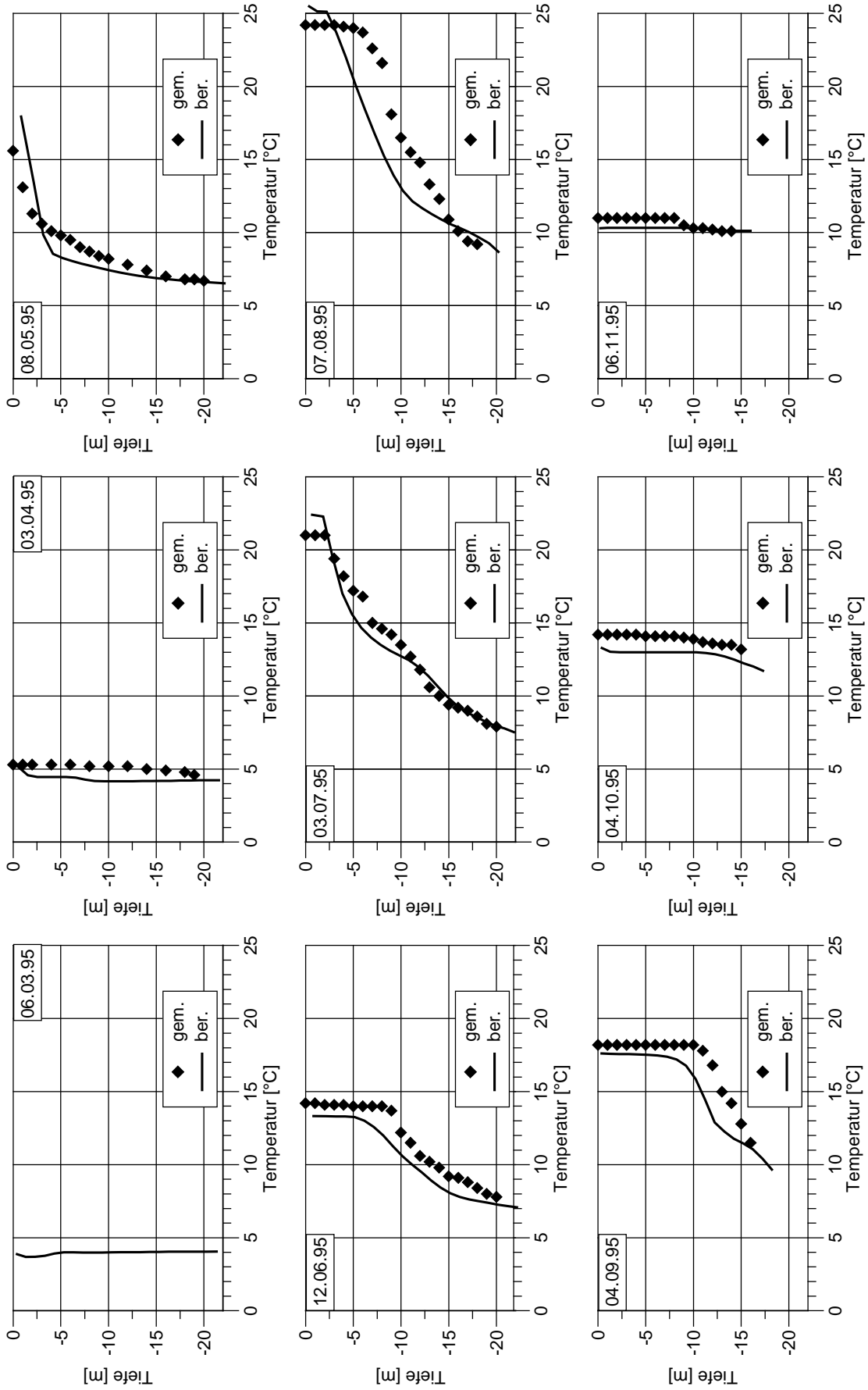




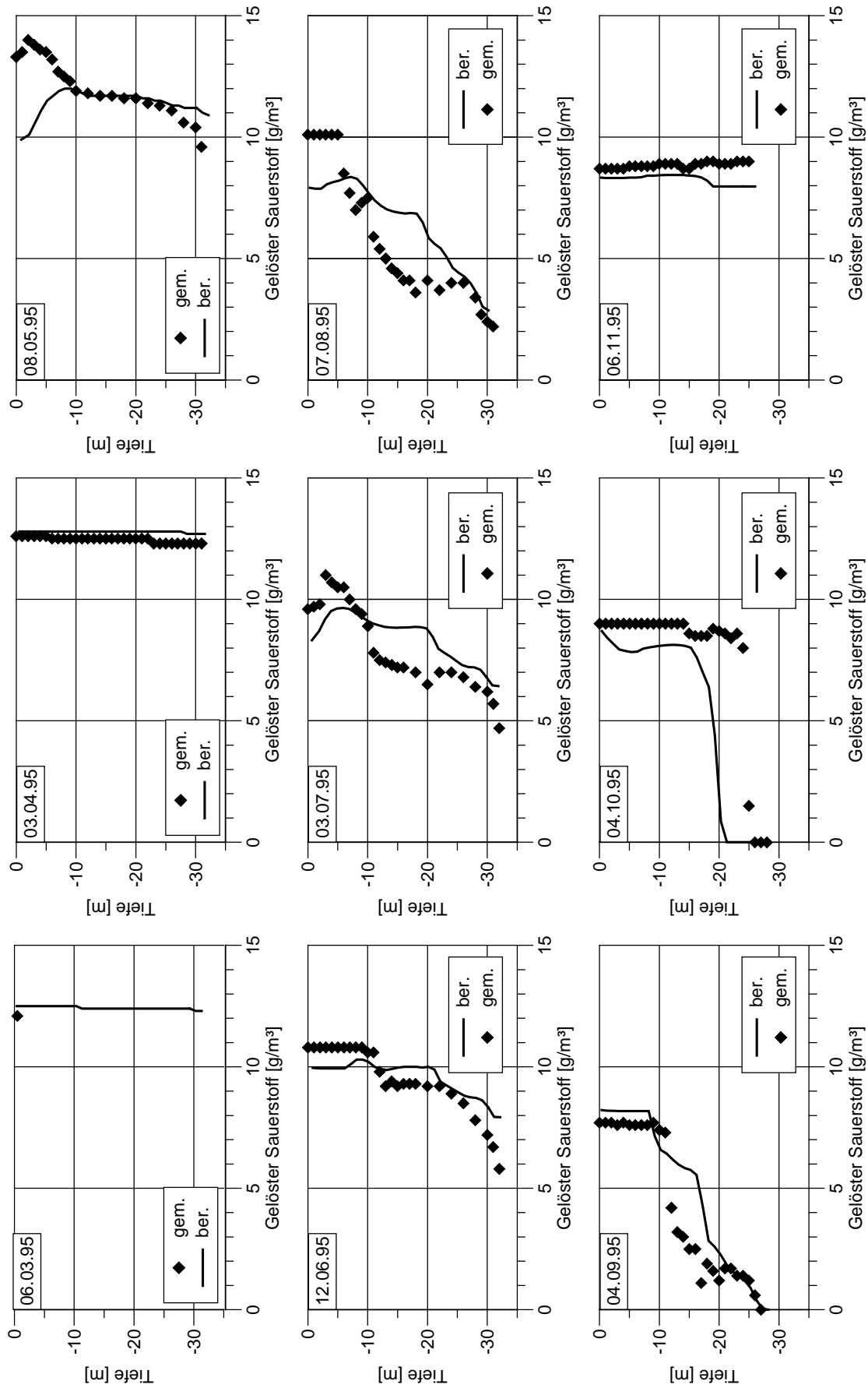
Kalibrierung der Temperatur an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995



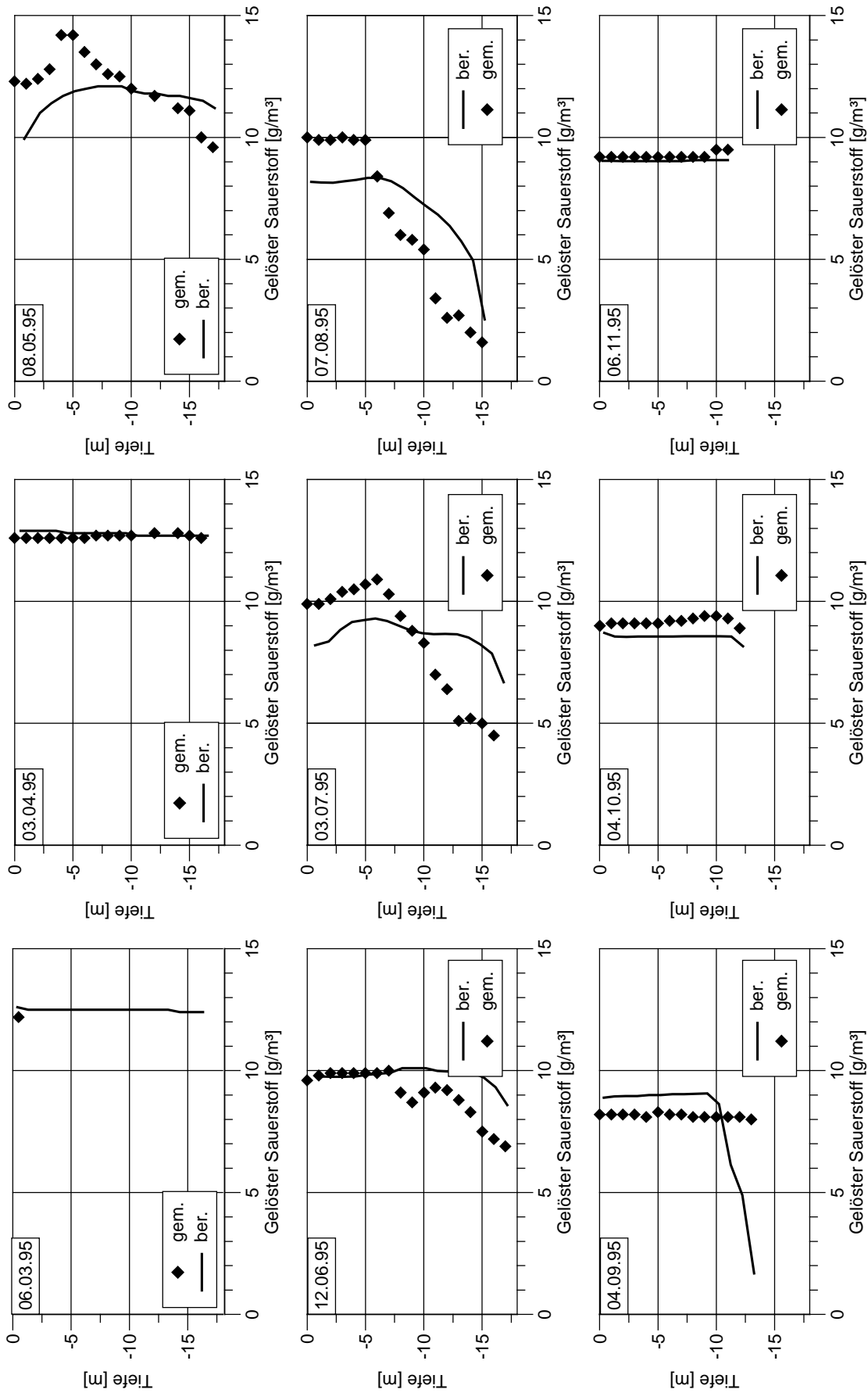
Kalibrierung der Temperatur an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995



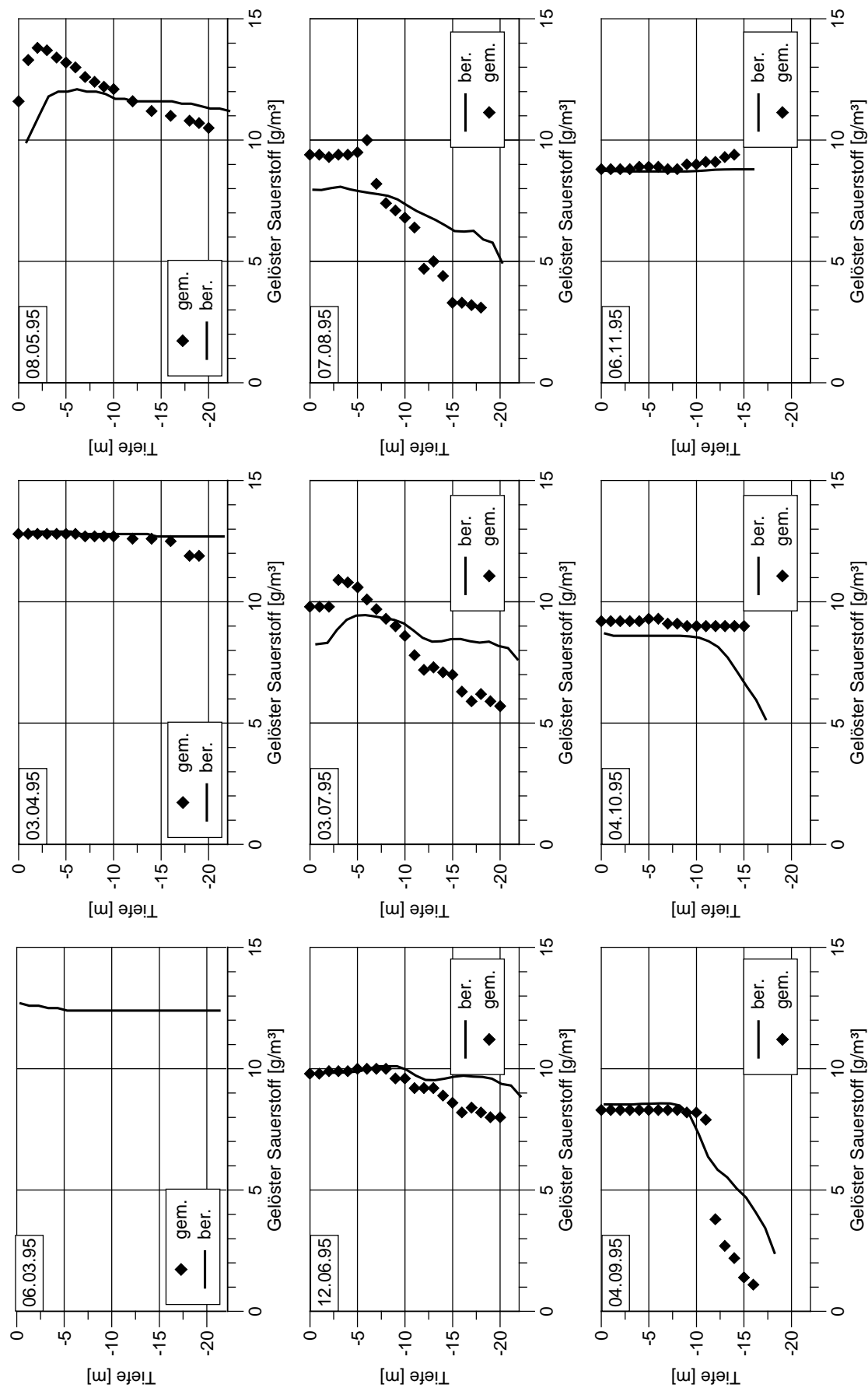
Kalibrierung der Temperatur an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995



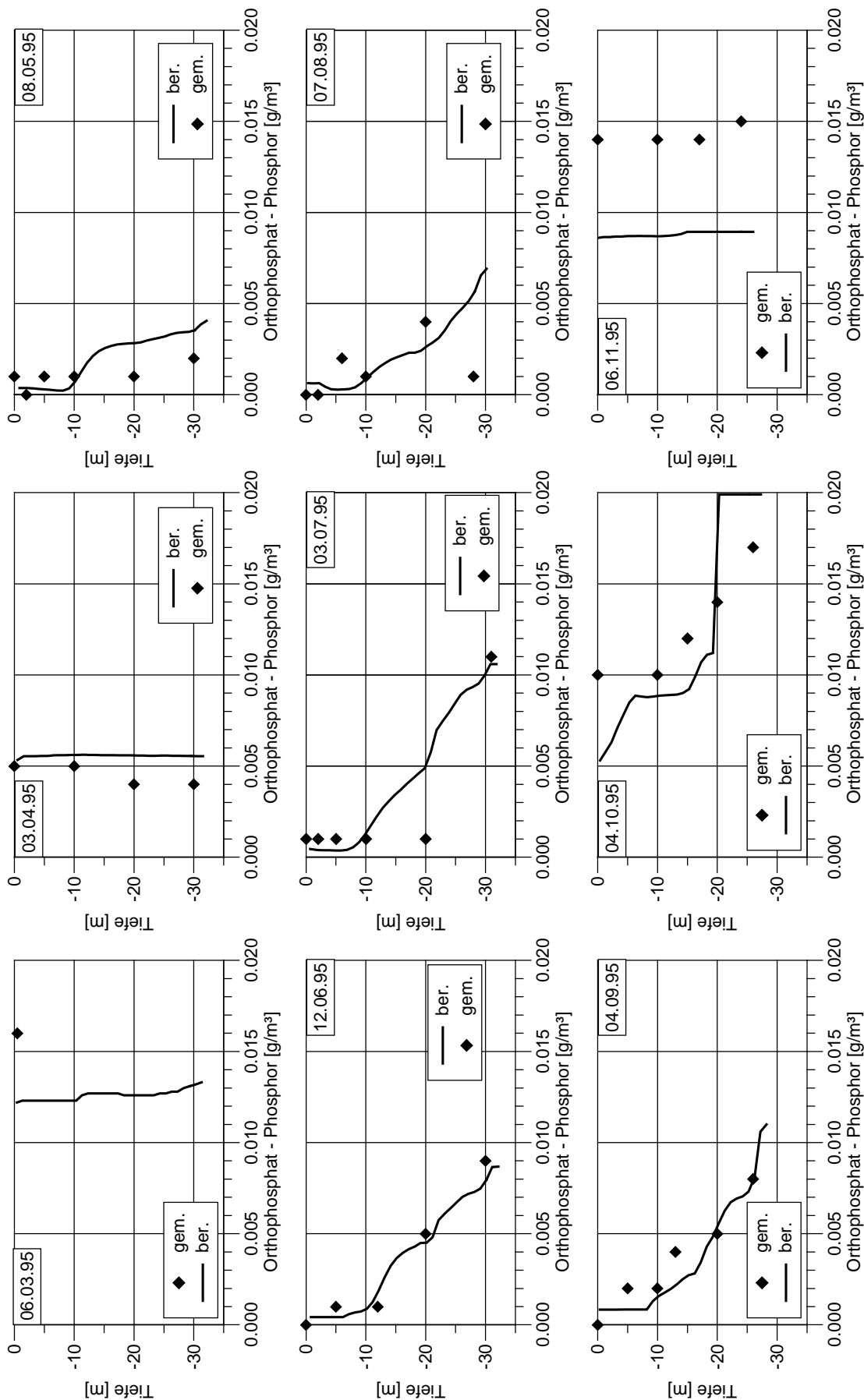
Kalibrierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995



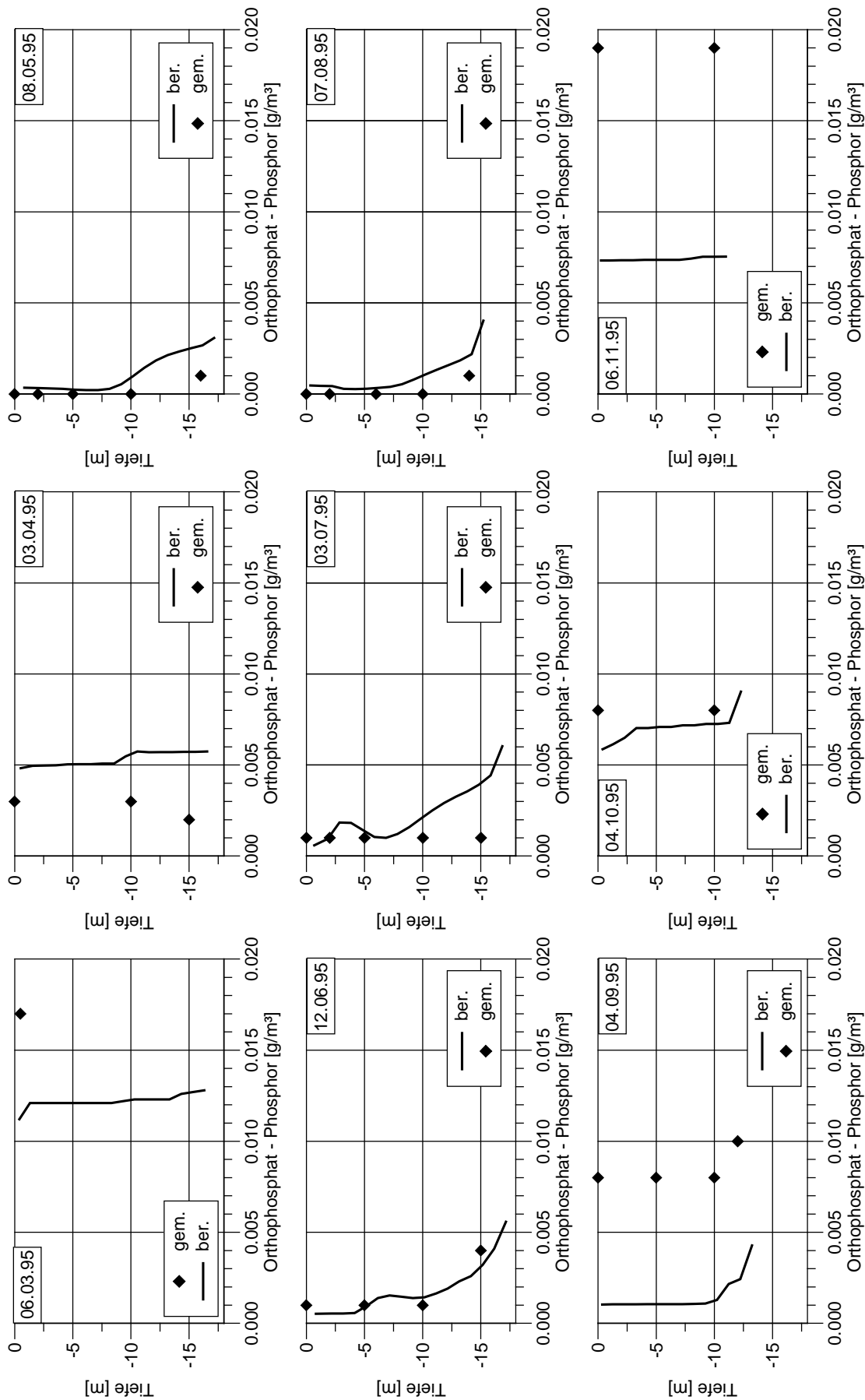
Kalibrierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995



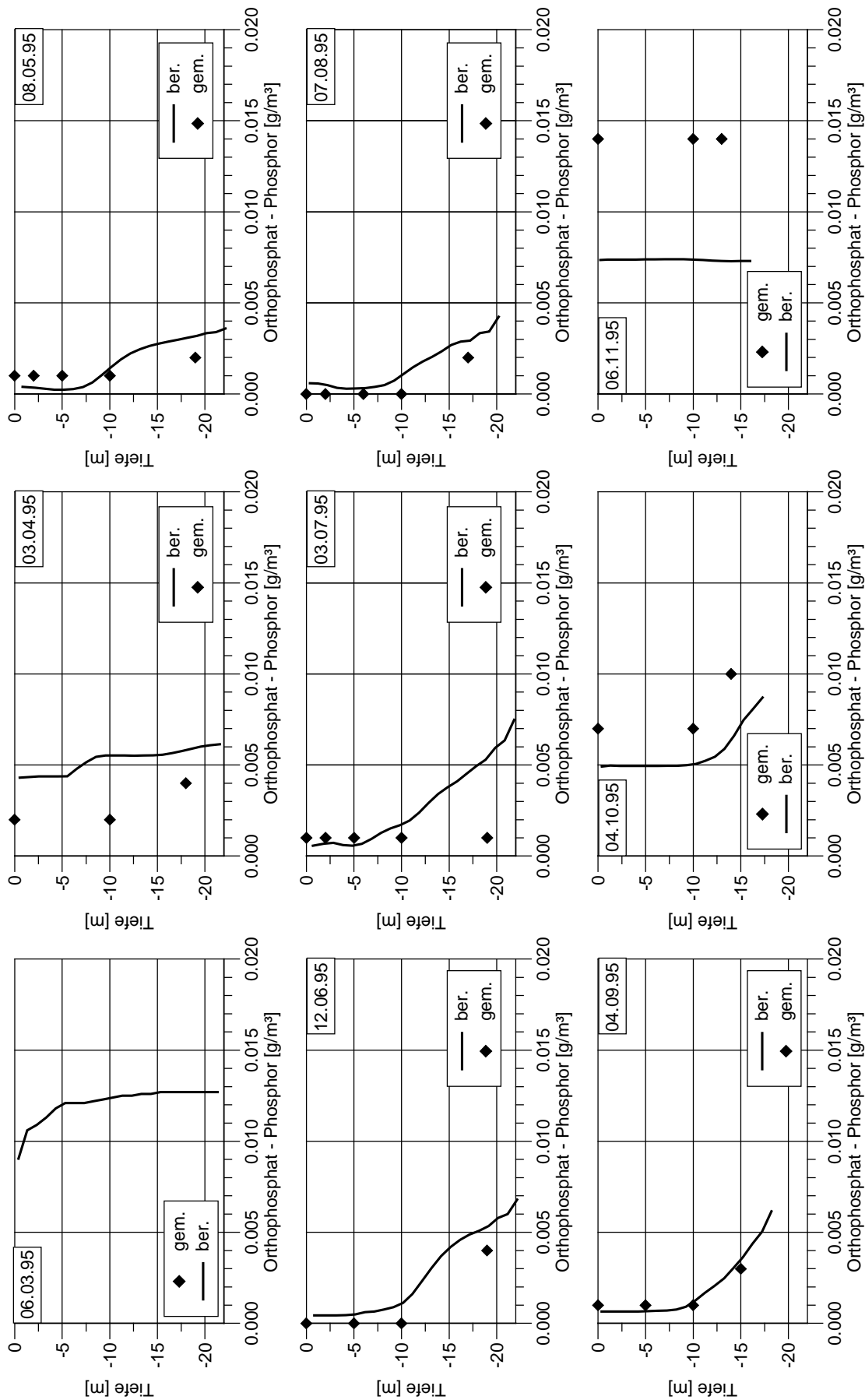
Kalibrierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995



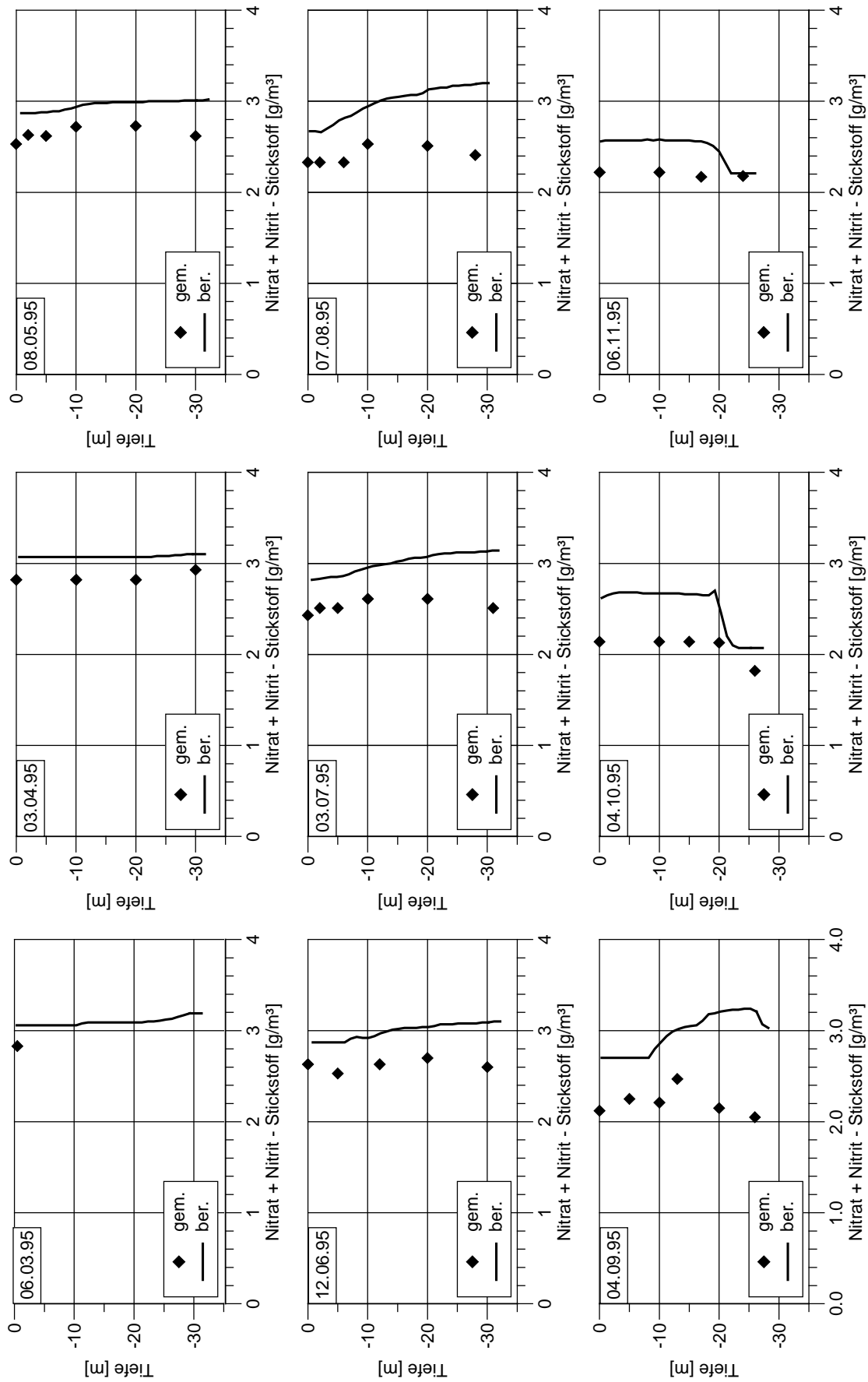
Kalibrierung der Orthophosphat-Phosphor-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995



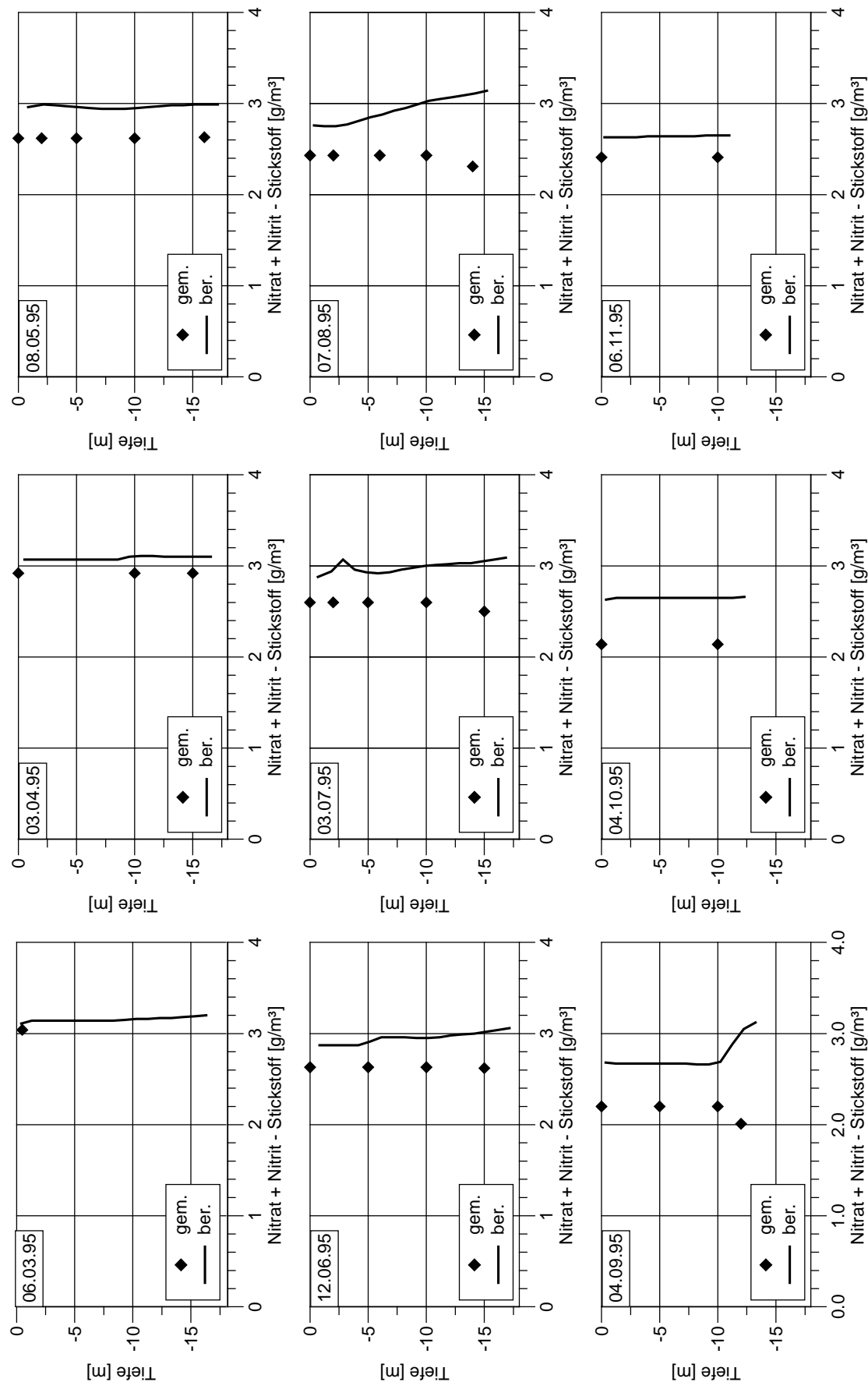
Kalibrierung der Orthophosphat-Phosphor-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995



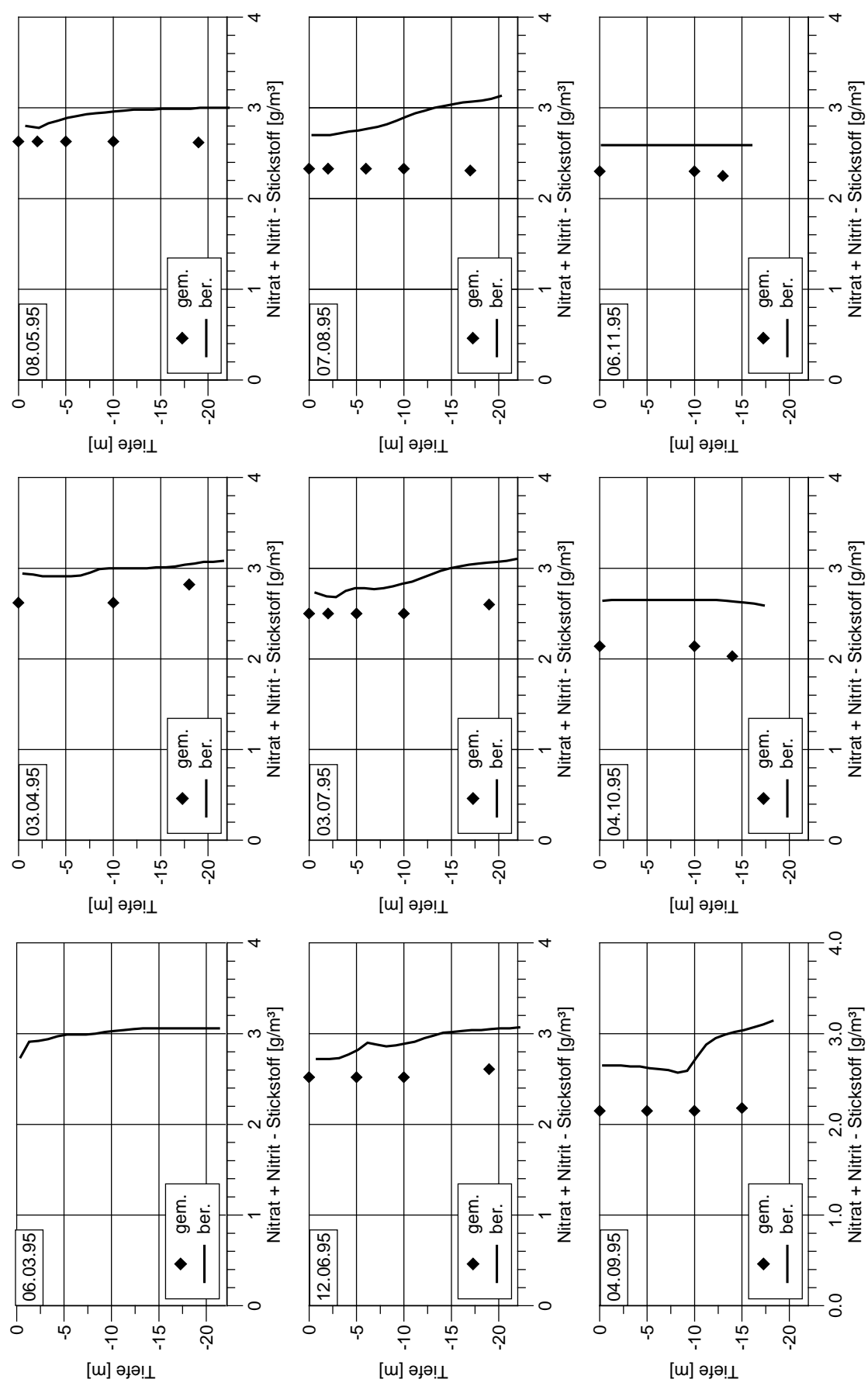
Kalibrierung der Orthophosphat-Phosphor-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995



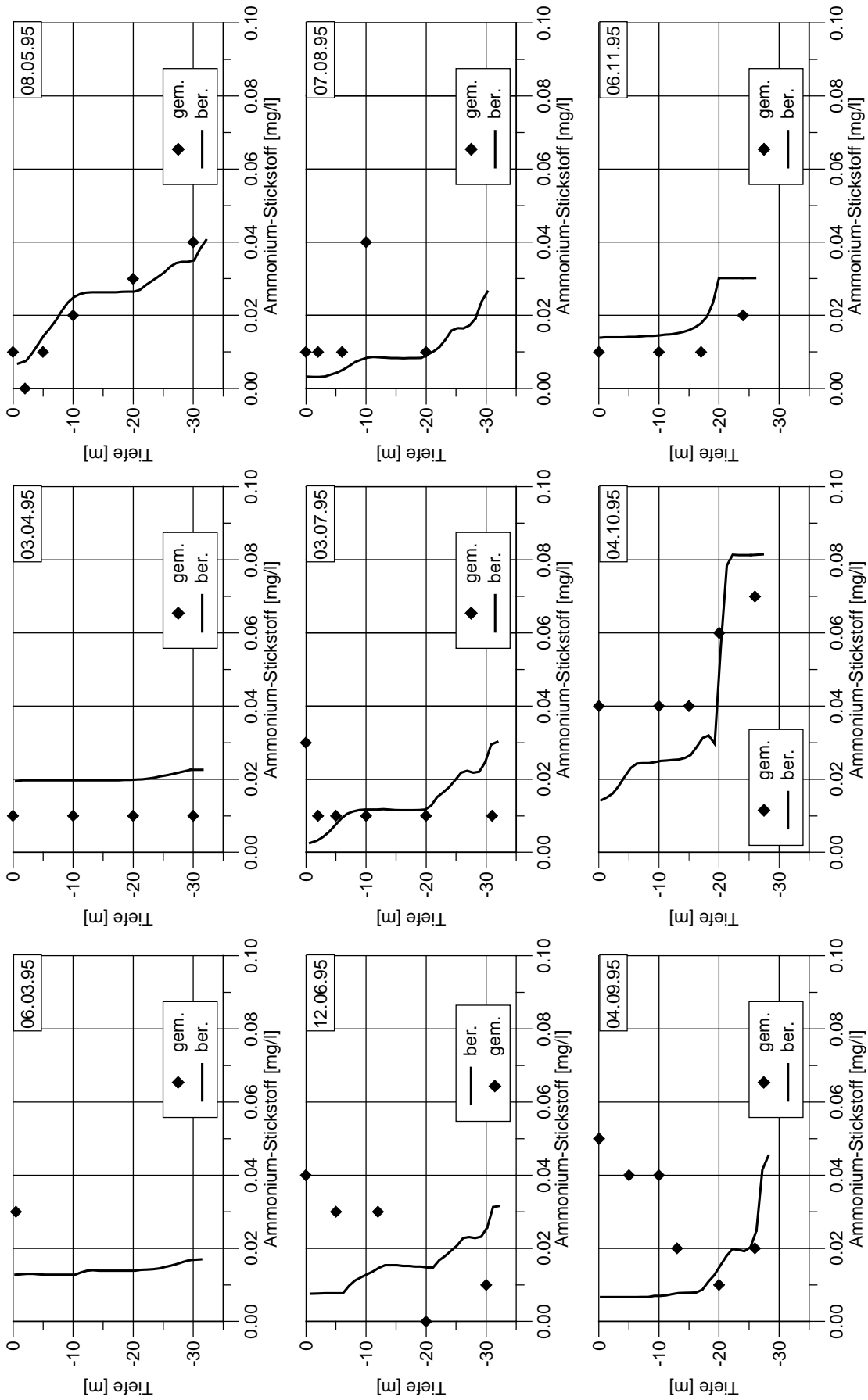
Kalibrierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995



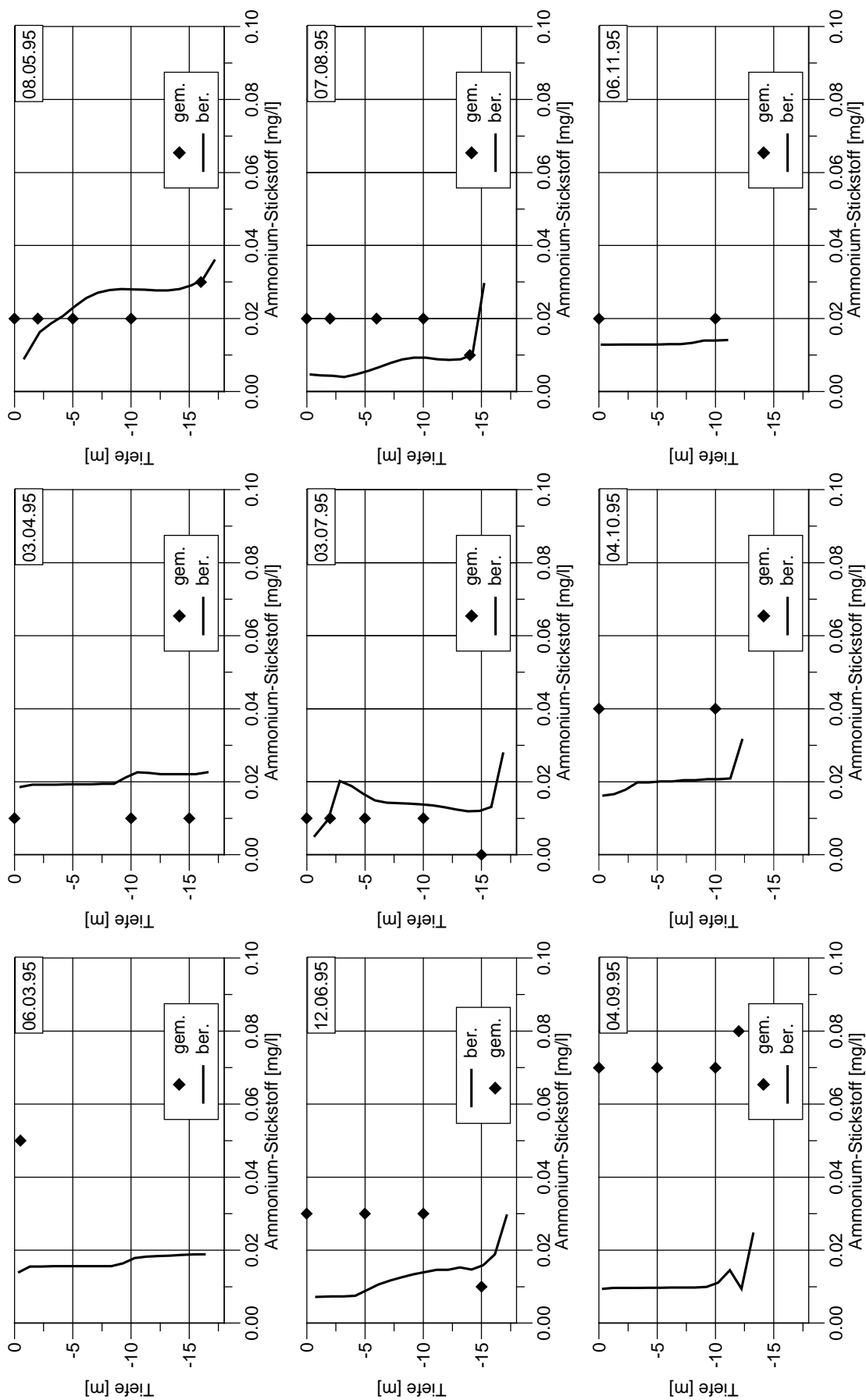
Kalibrierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995



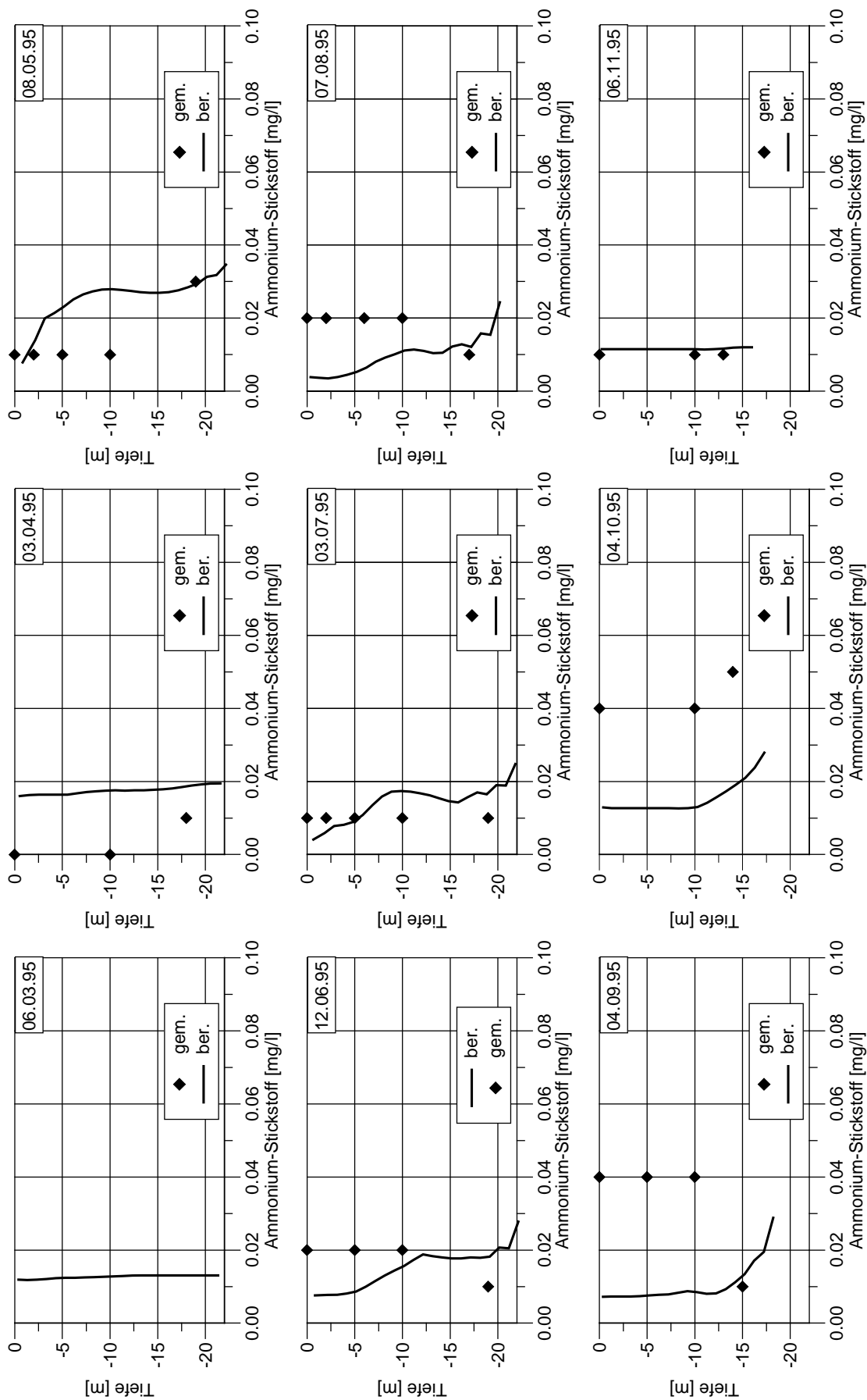
Kalibrierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995



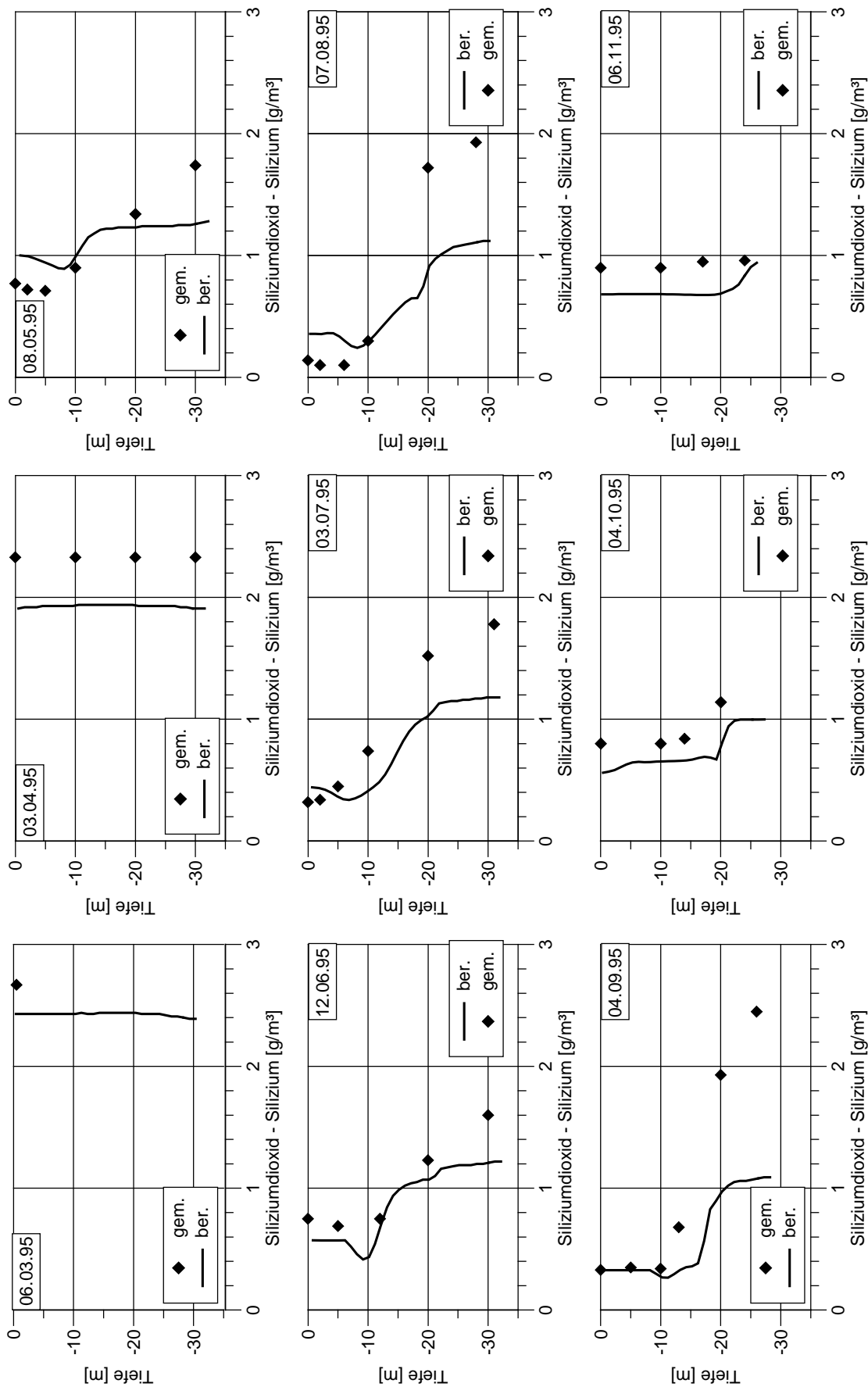
Kalibrierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995



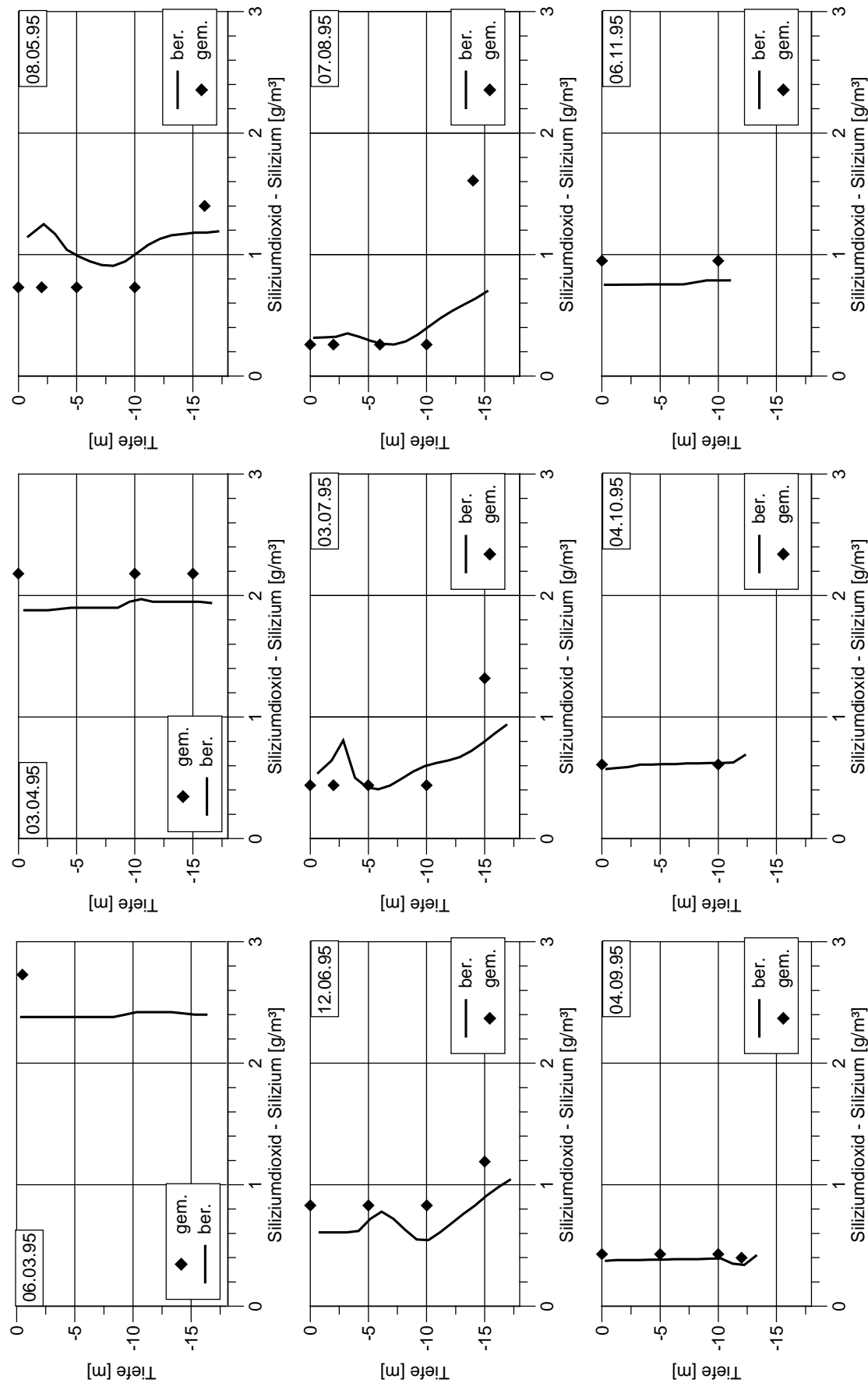
Kalibrierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995



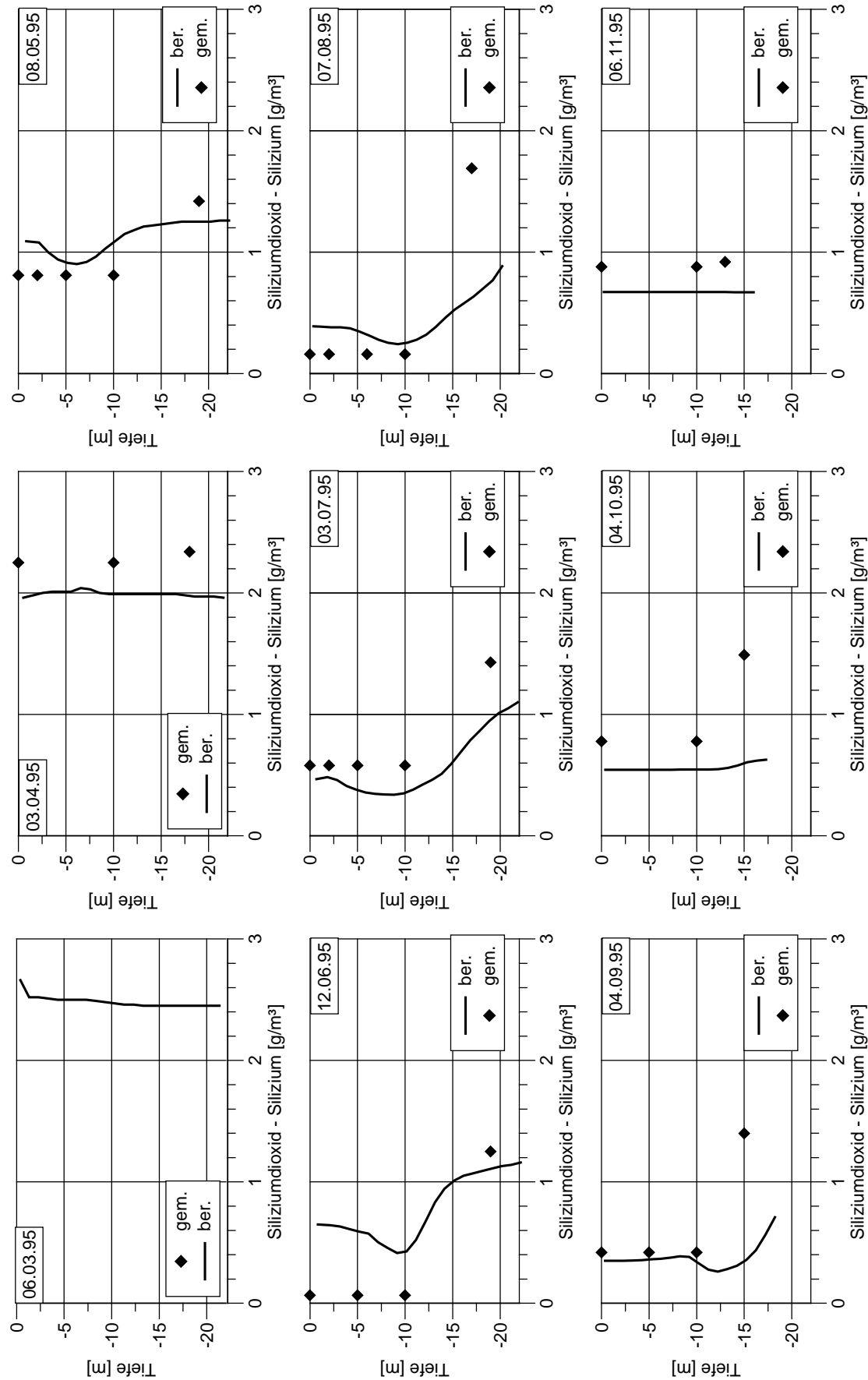
Kalibrierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995



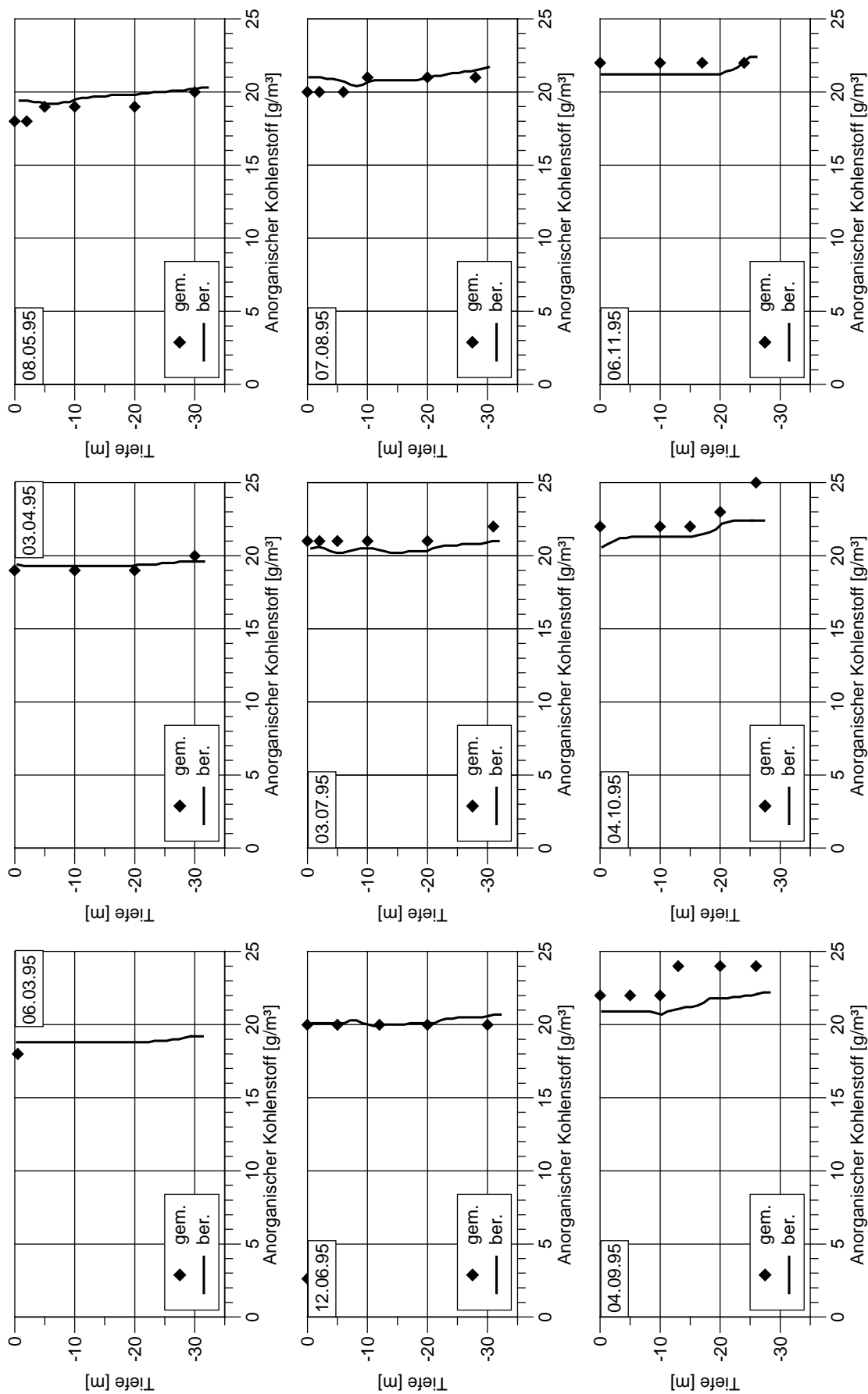
Kalibrierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995



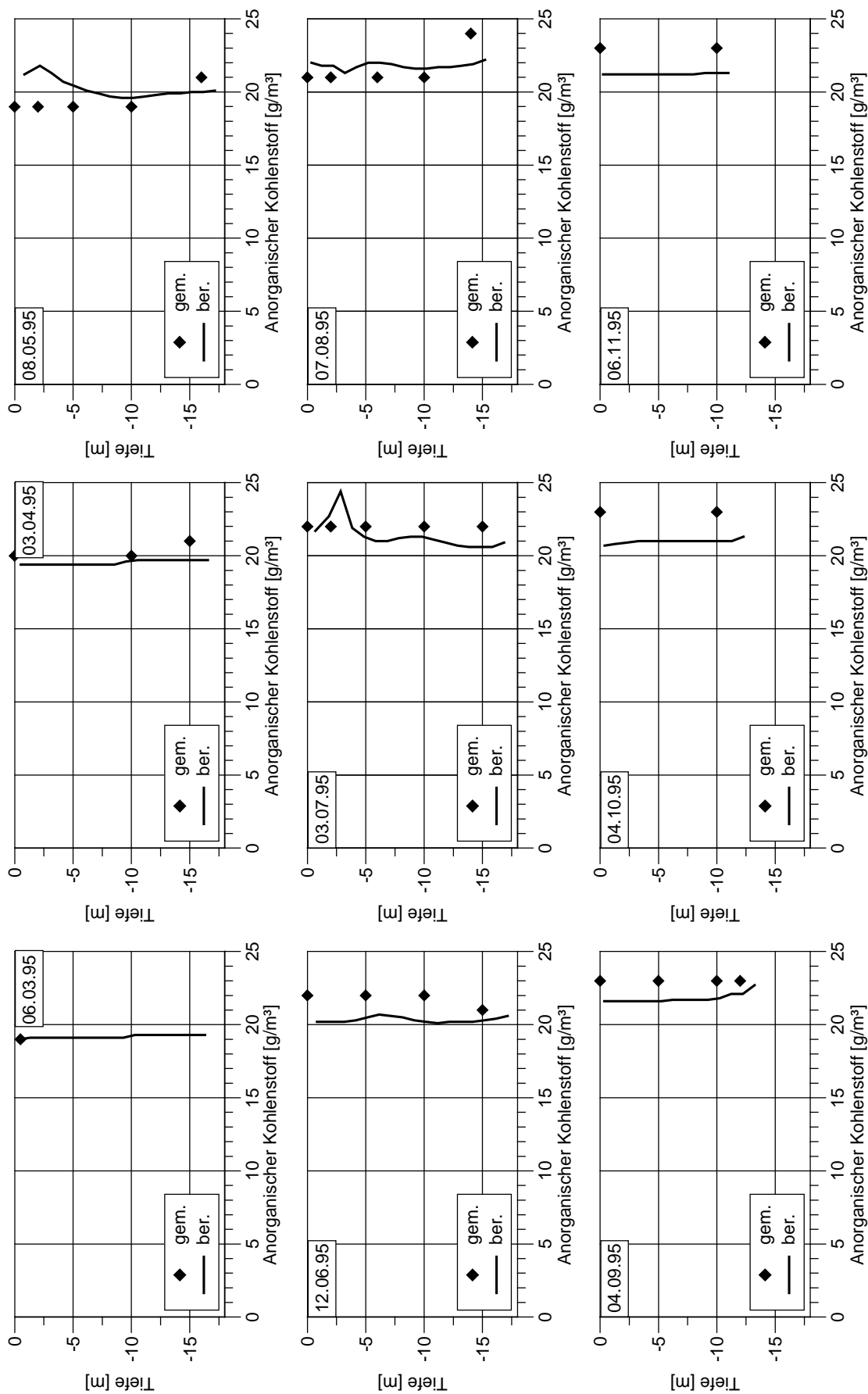
Kalibrierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995



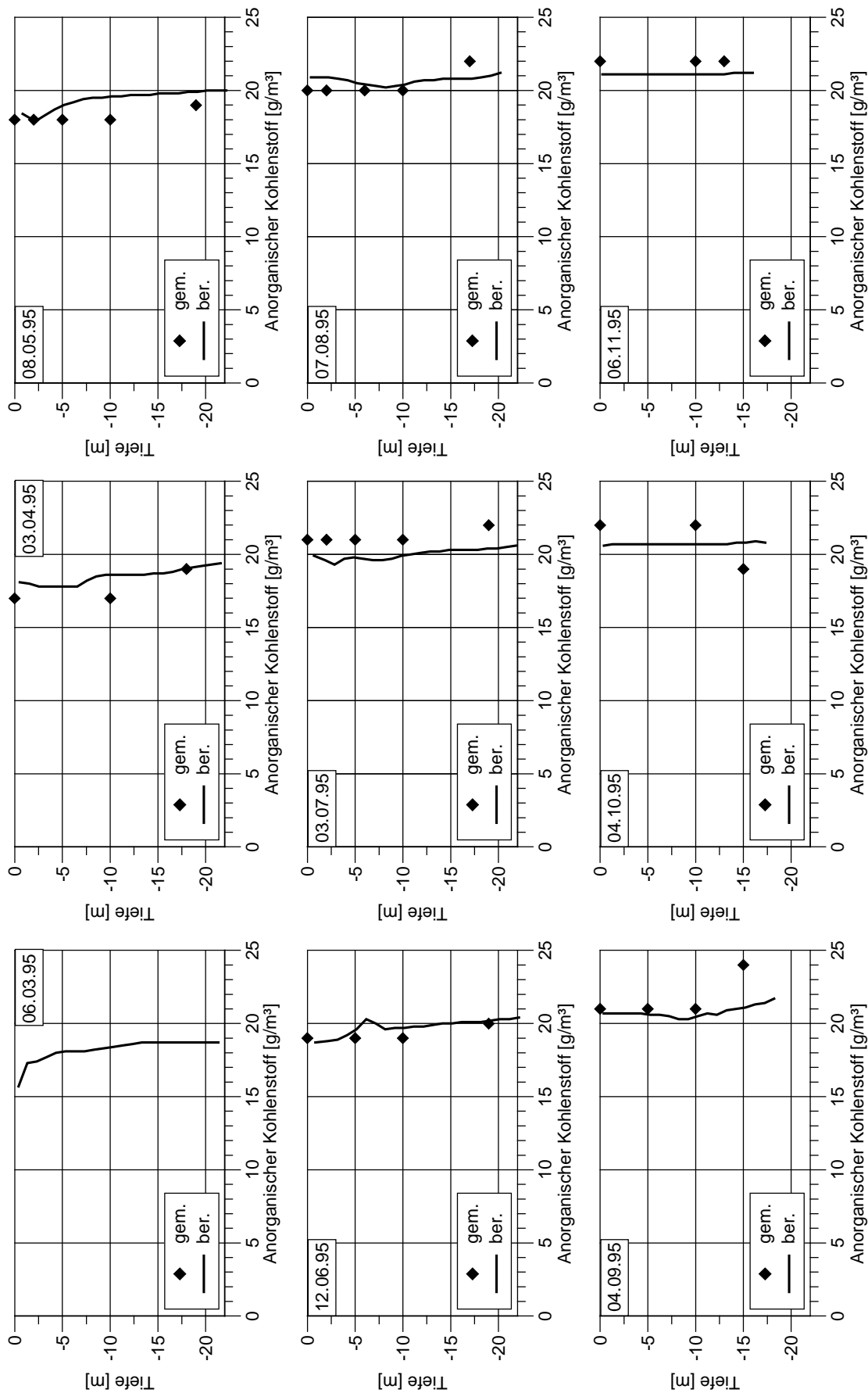
Kalibrierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995



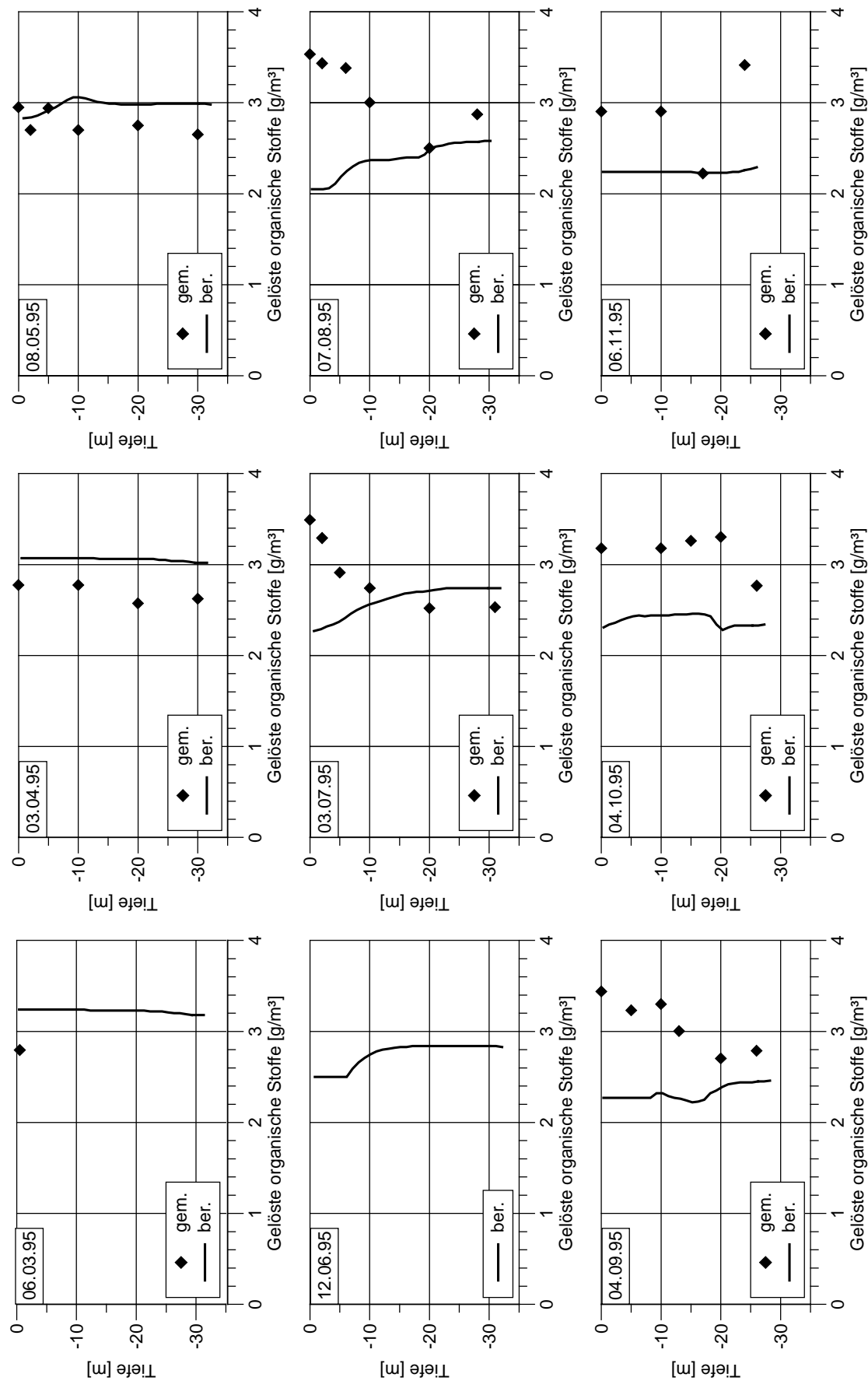
Kalibrierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995



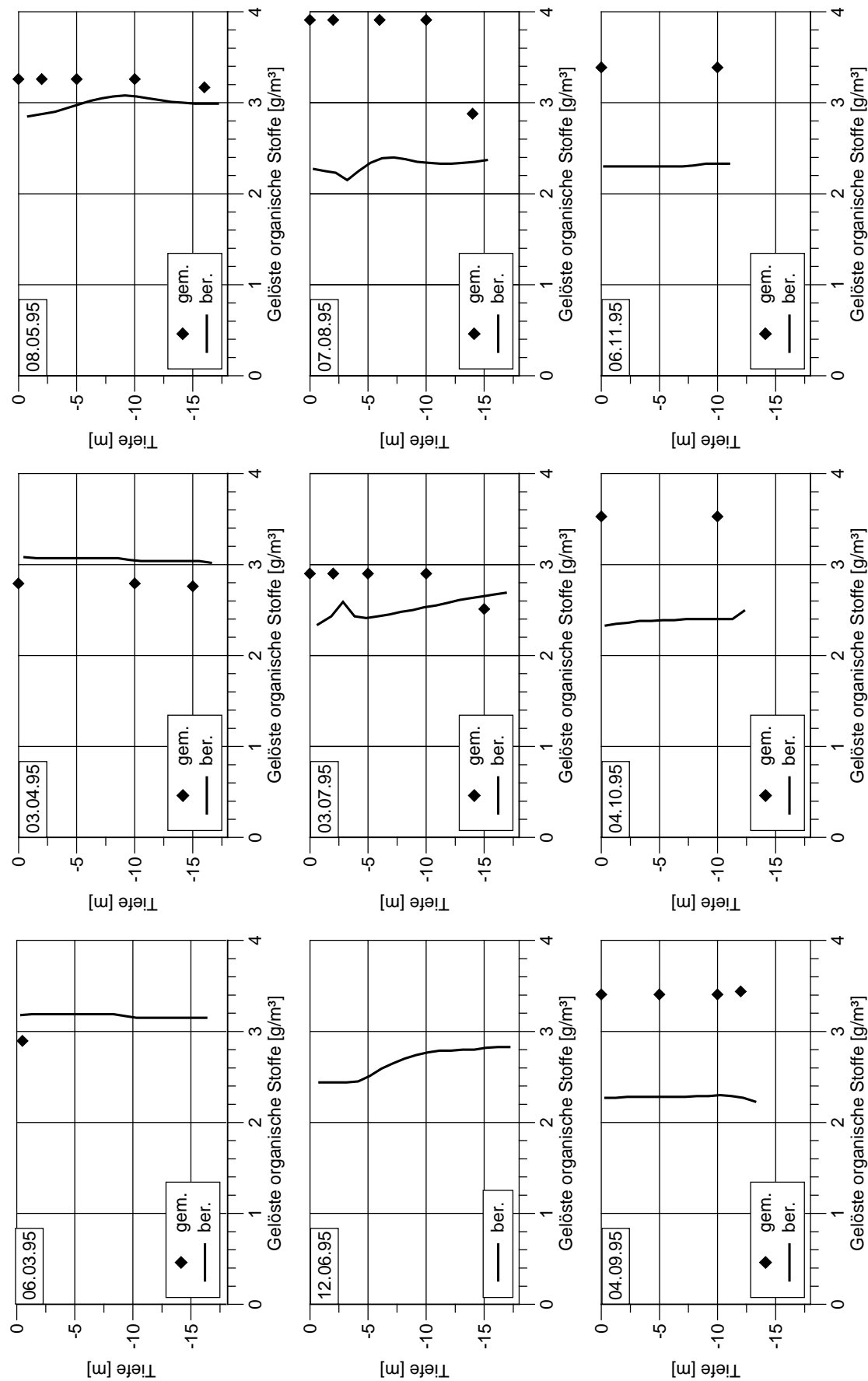
Kalibrierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995



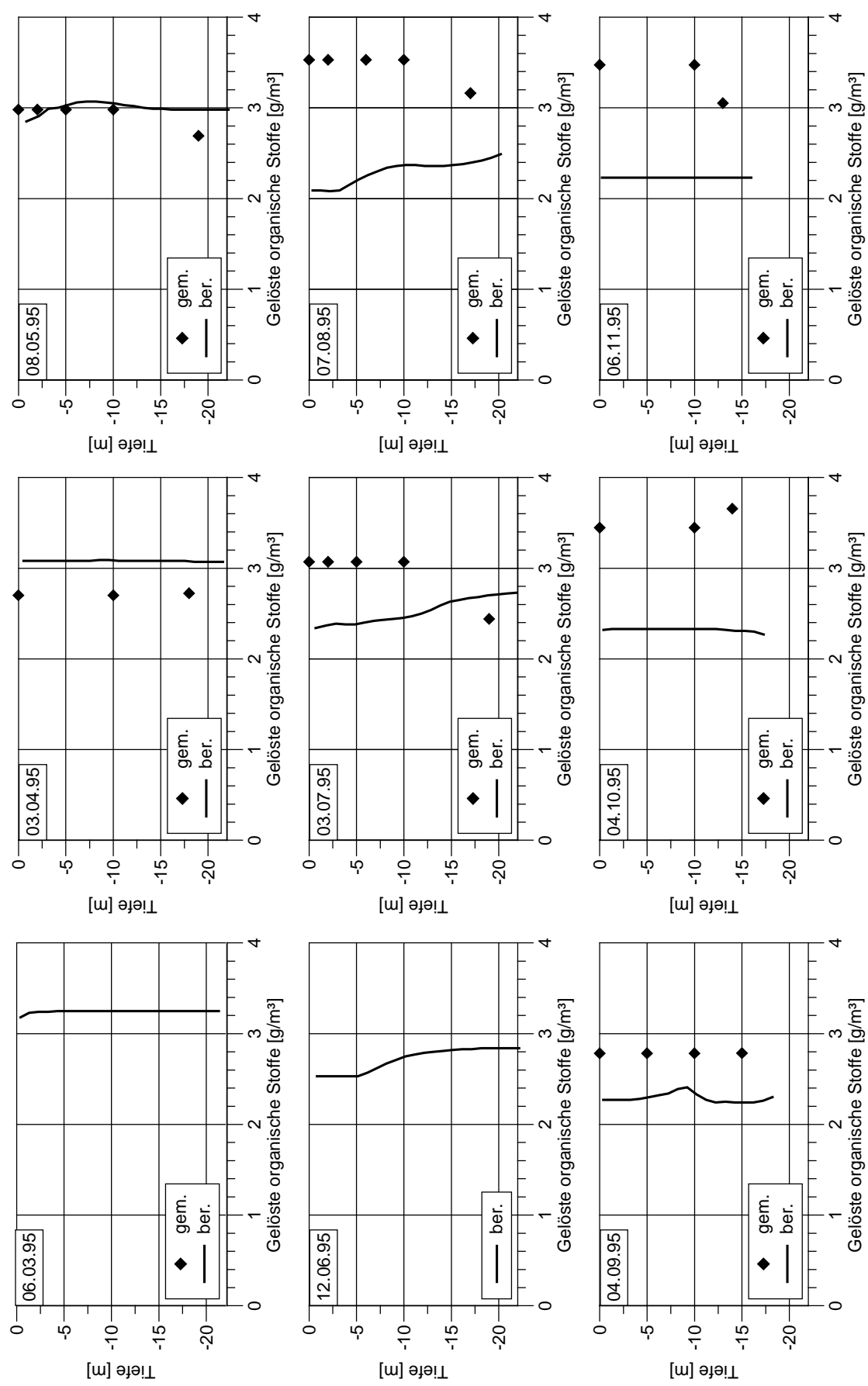
Kalibrierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995



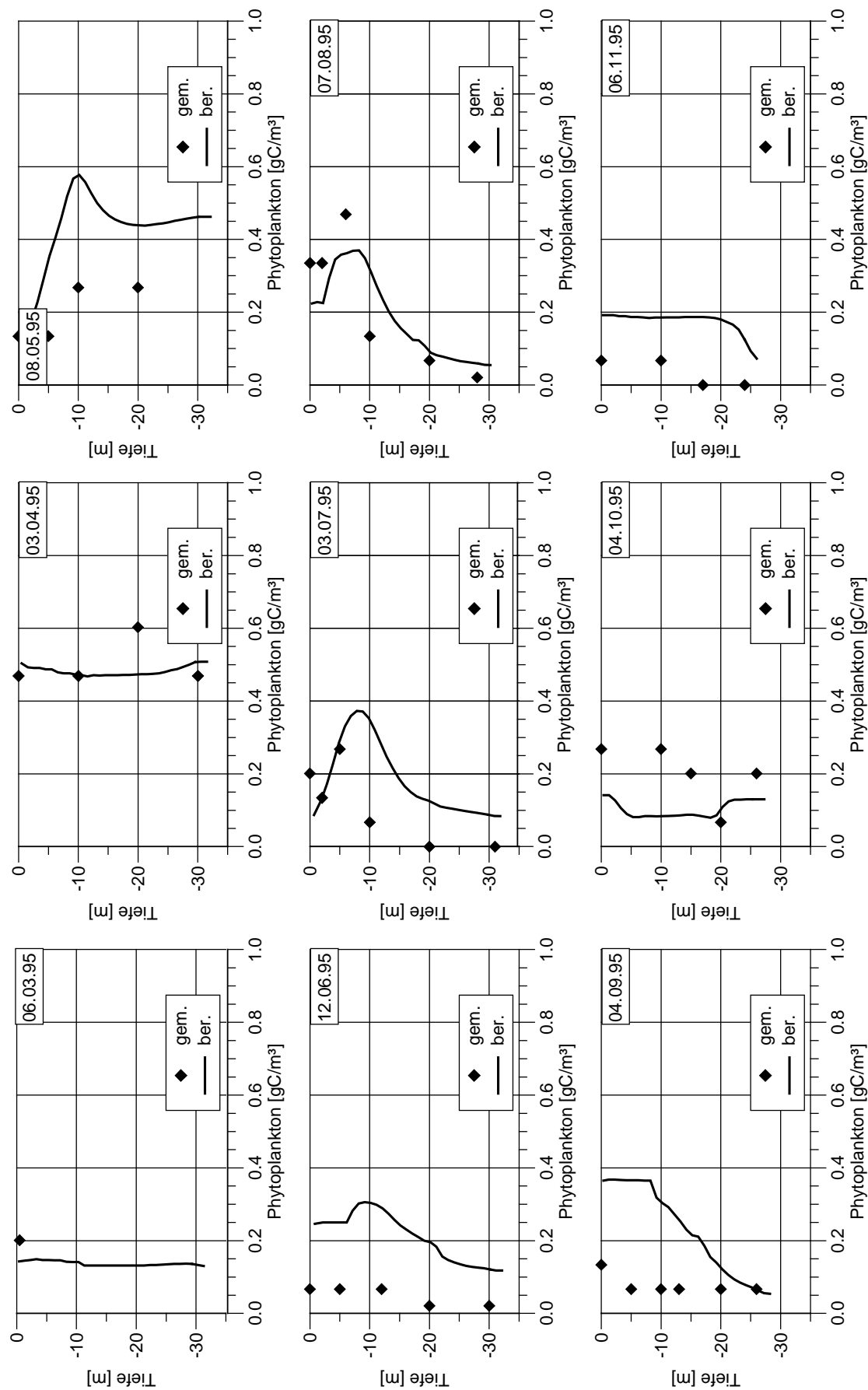
Kalibrierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995



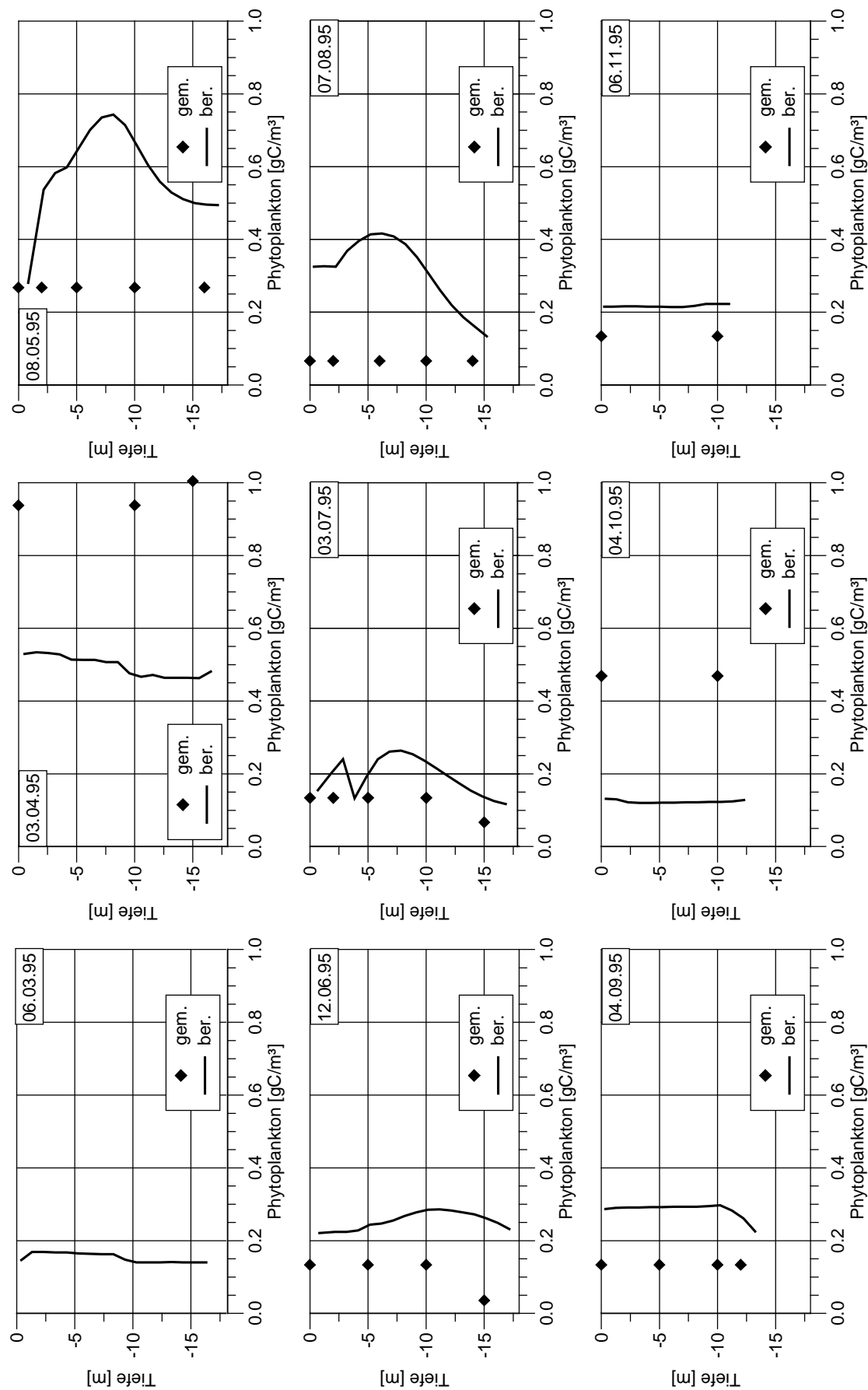
Kalibrierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995



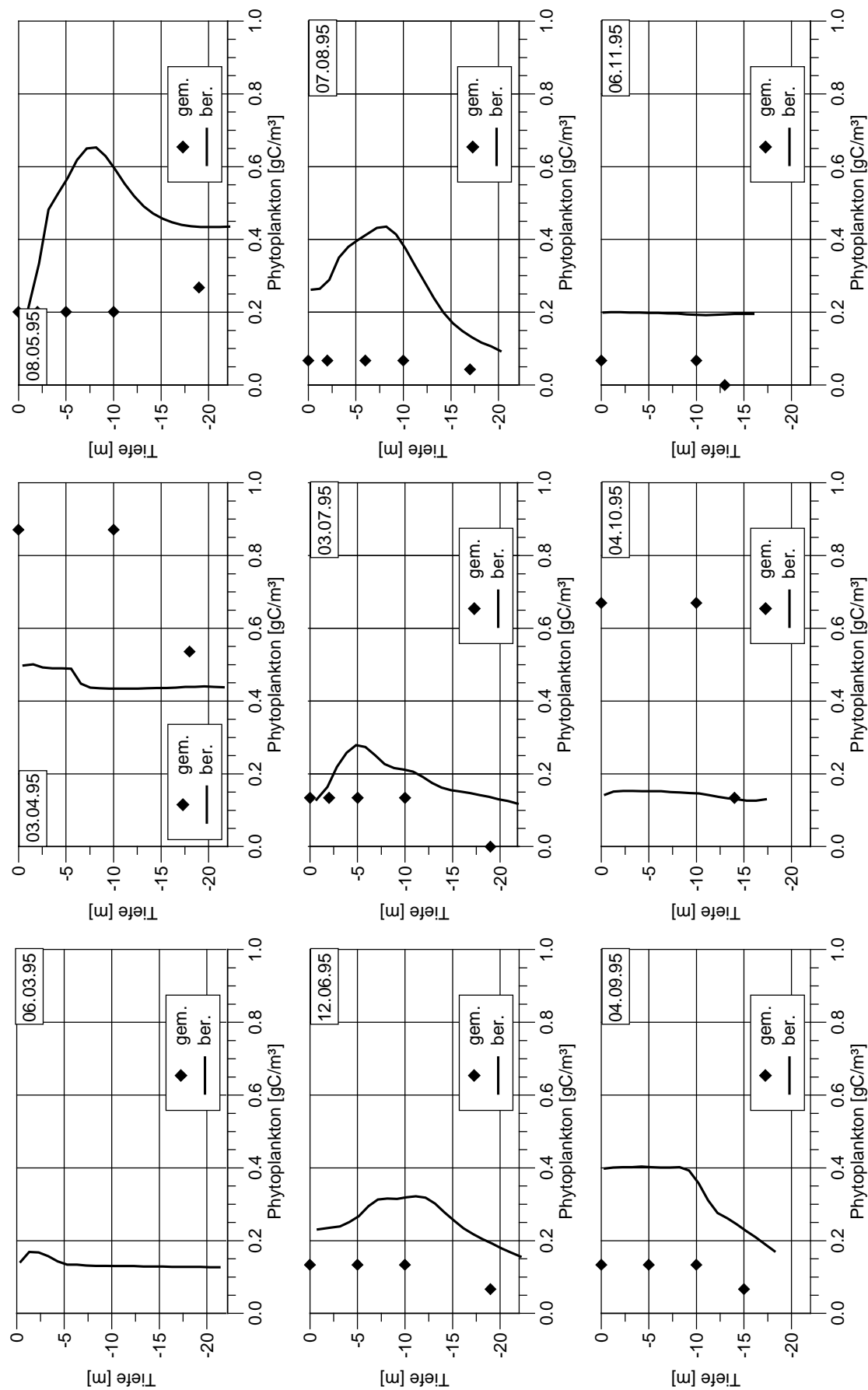
Kalibrierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995



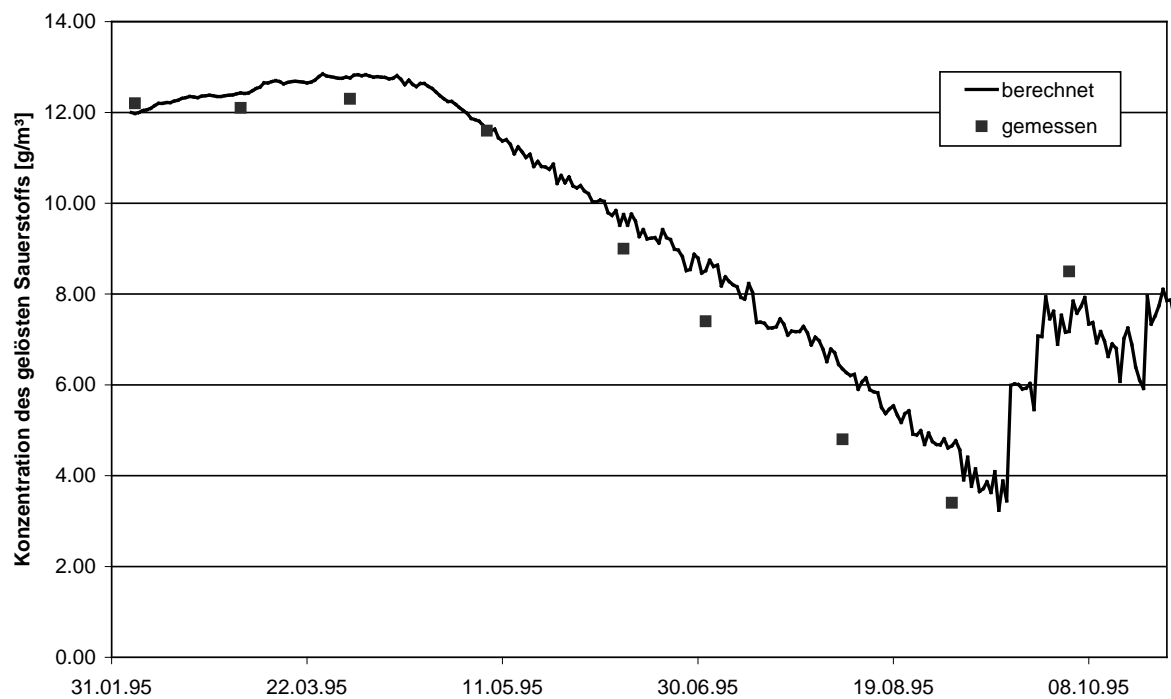
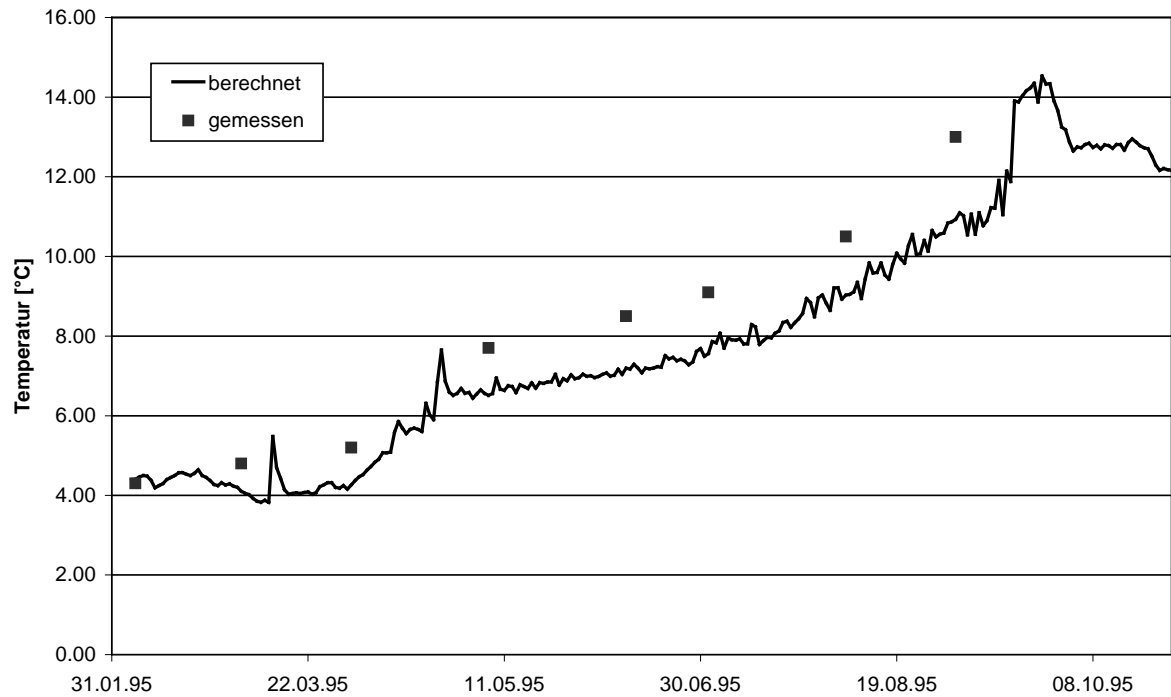
Kalibrierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1995



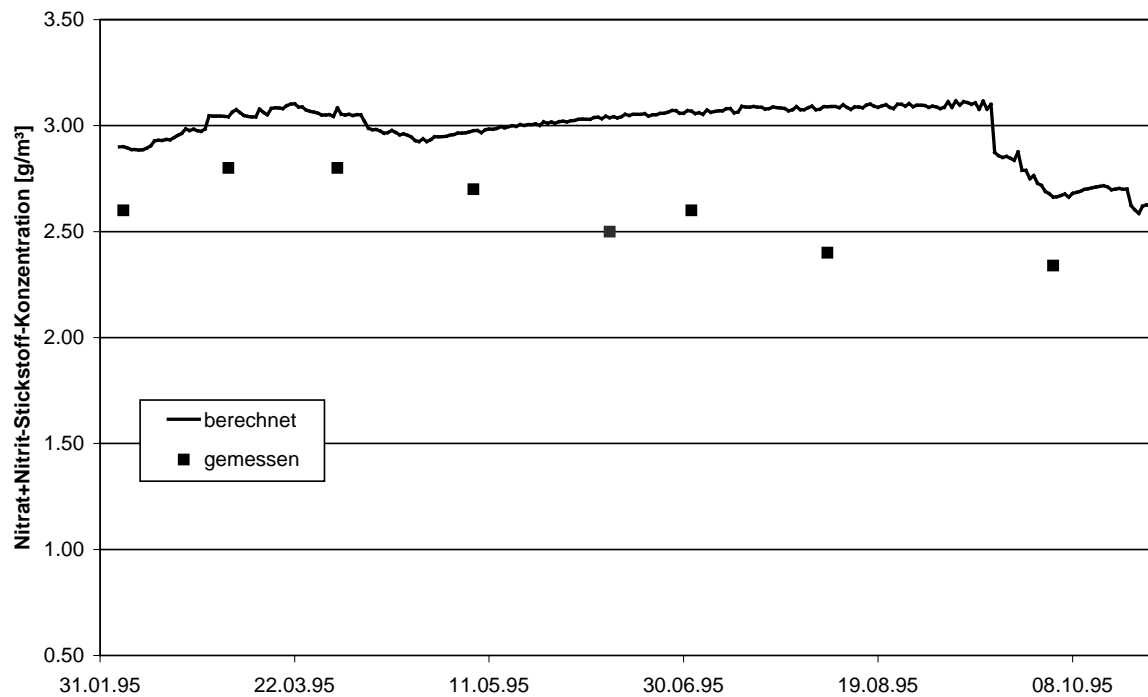
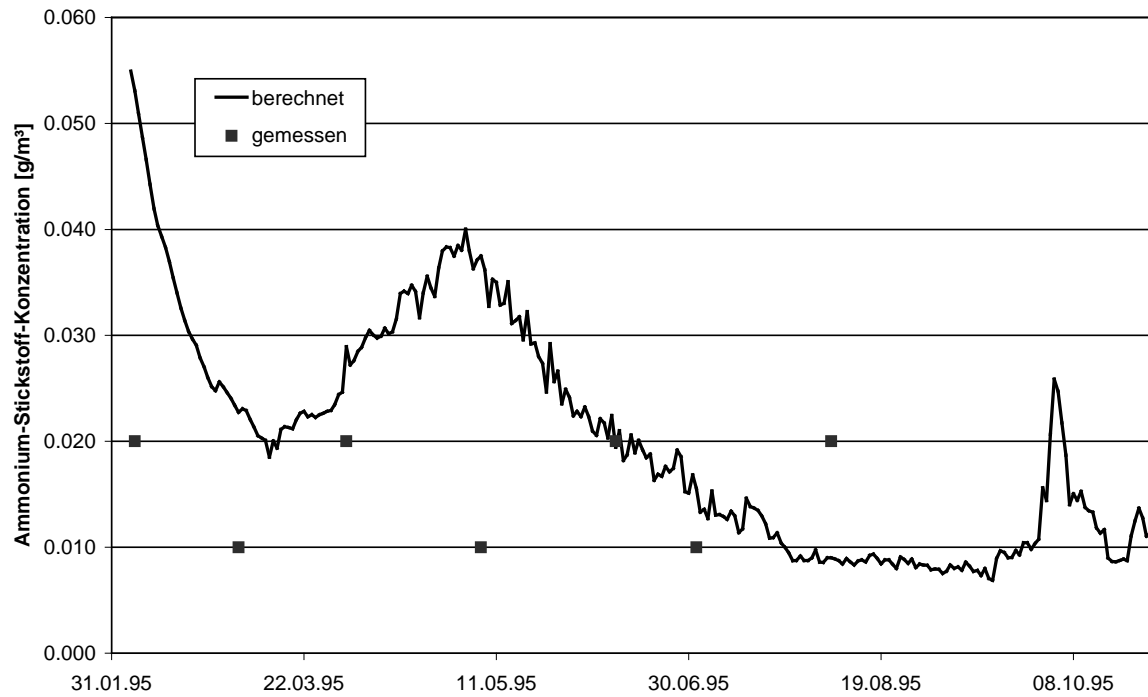
Kalibrierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1995



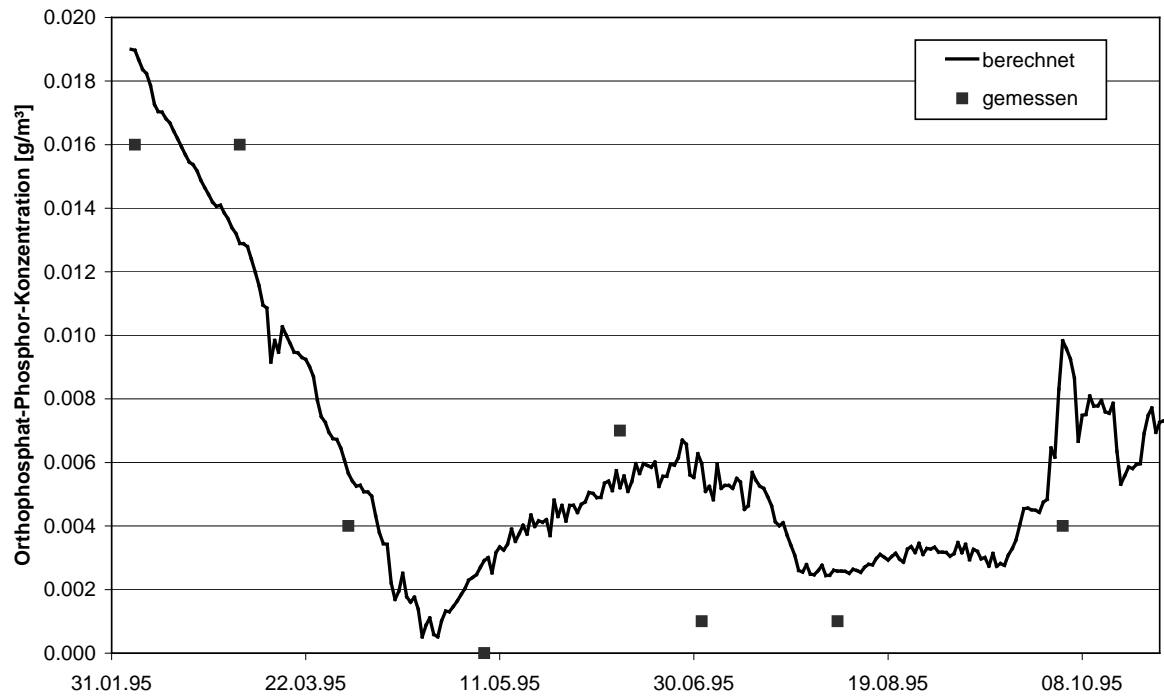
Kalibrierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1995



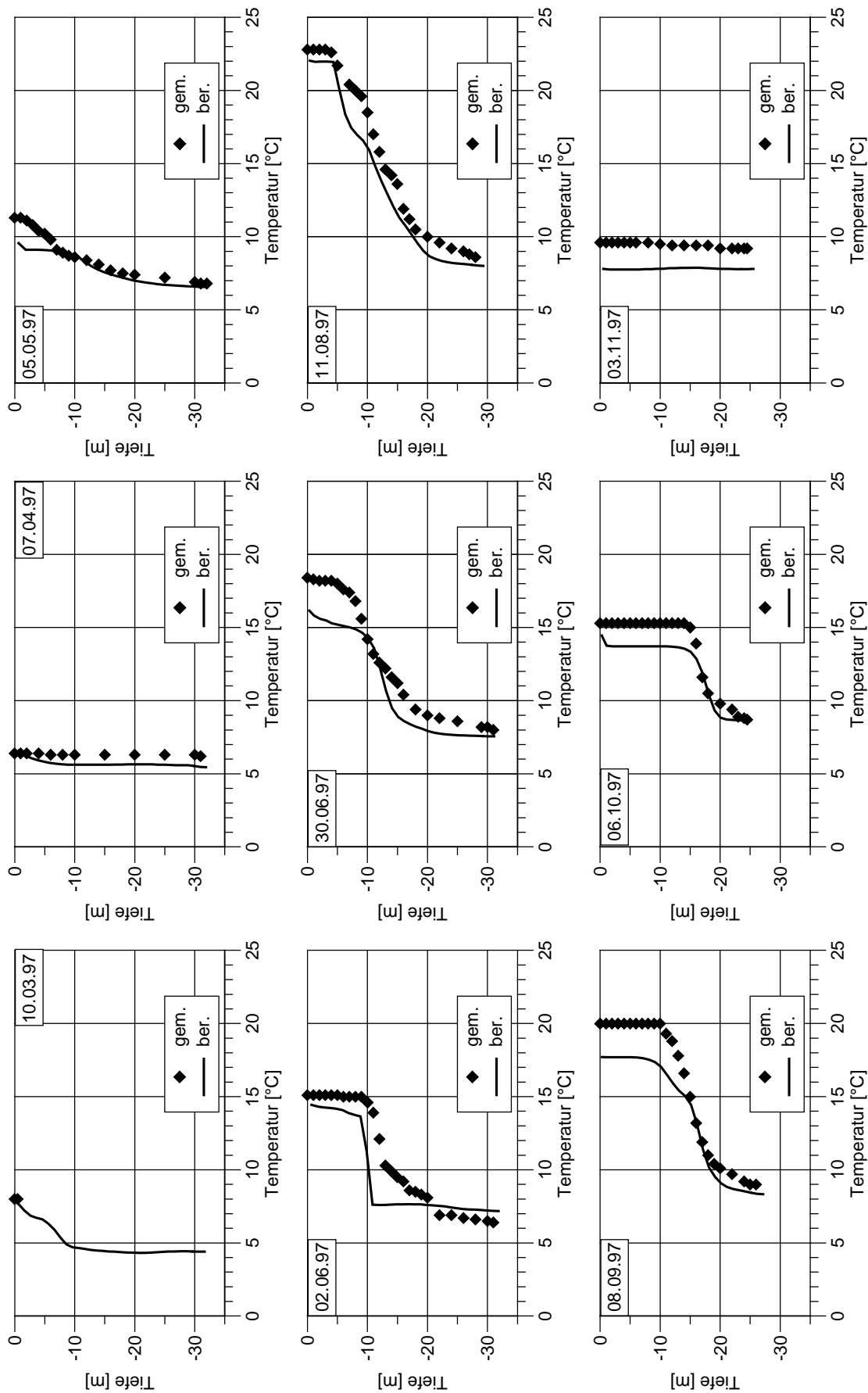
Temperatur und Konzentration des gelösten Sauerstoffs im Auslauf der Möhnetalsperre für das Jahr 1995



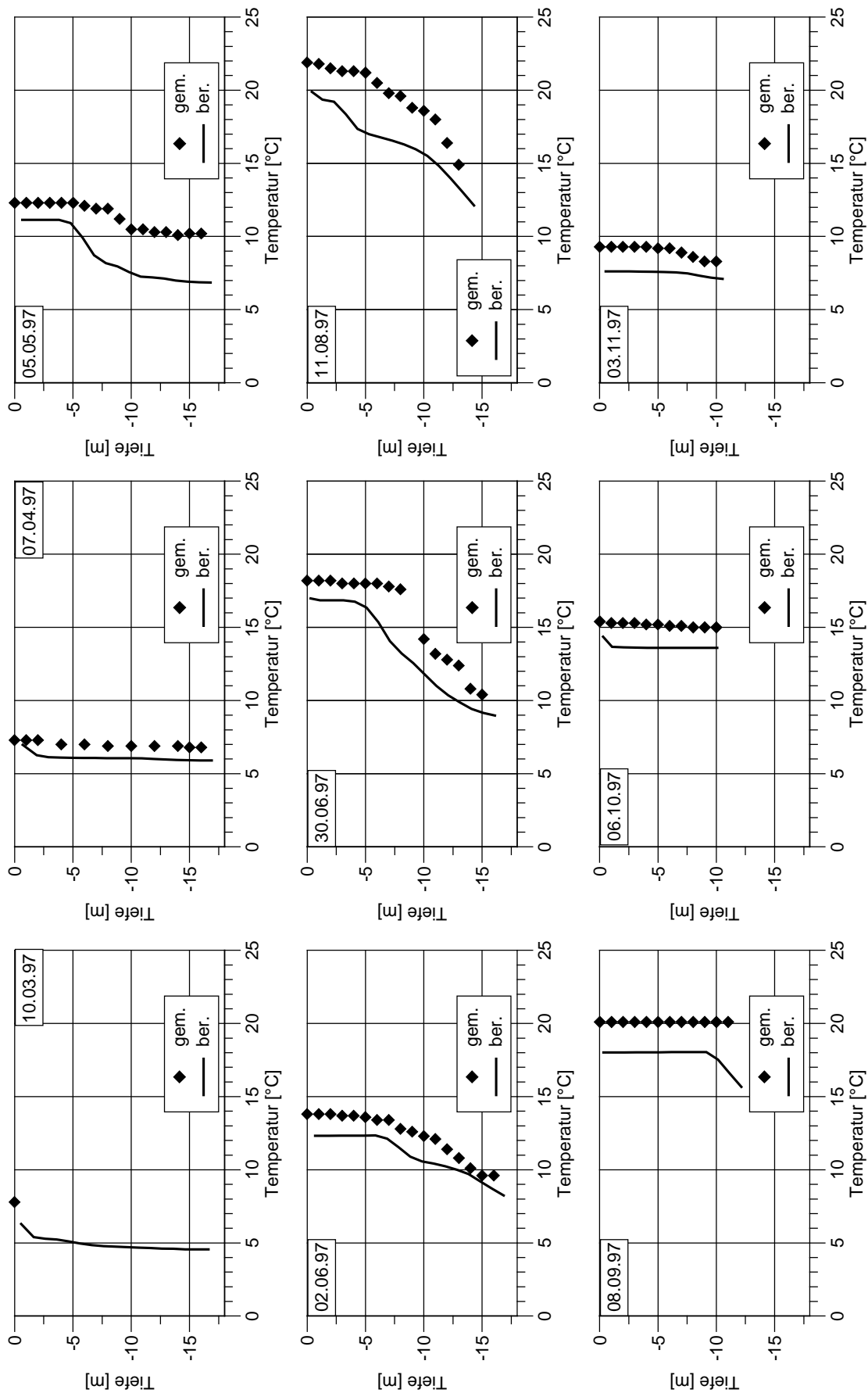
Ammonium-Stickstoff-Konzentration und Nitrat-Stickstoff-Konzentration im Auslauf der Möhnetalsperre für das Jahr 1995



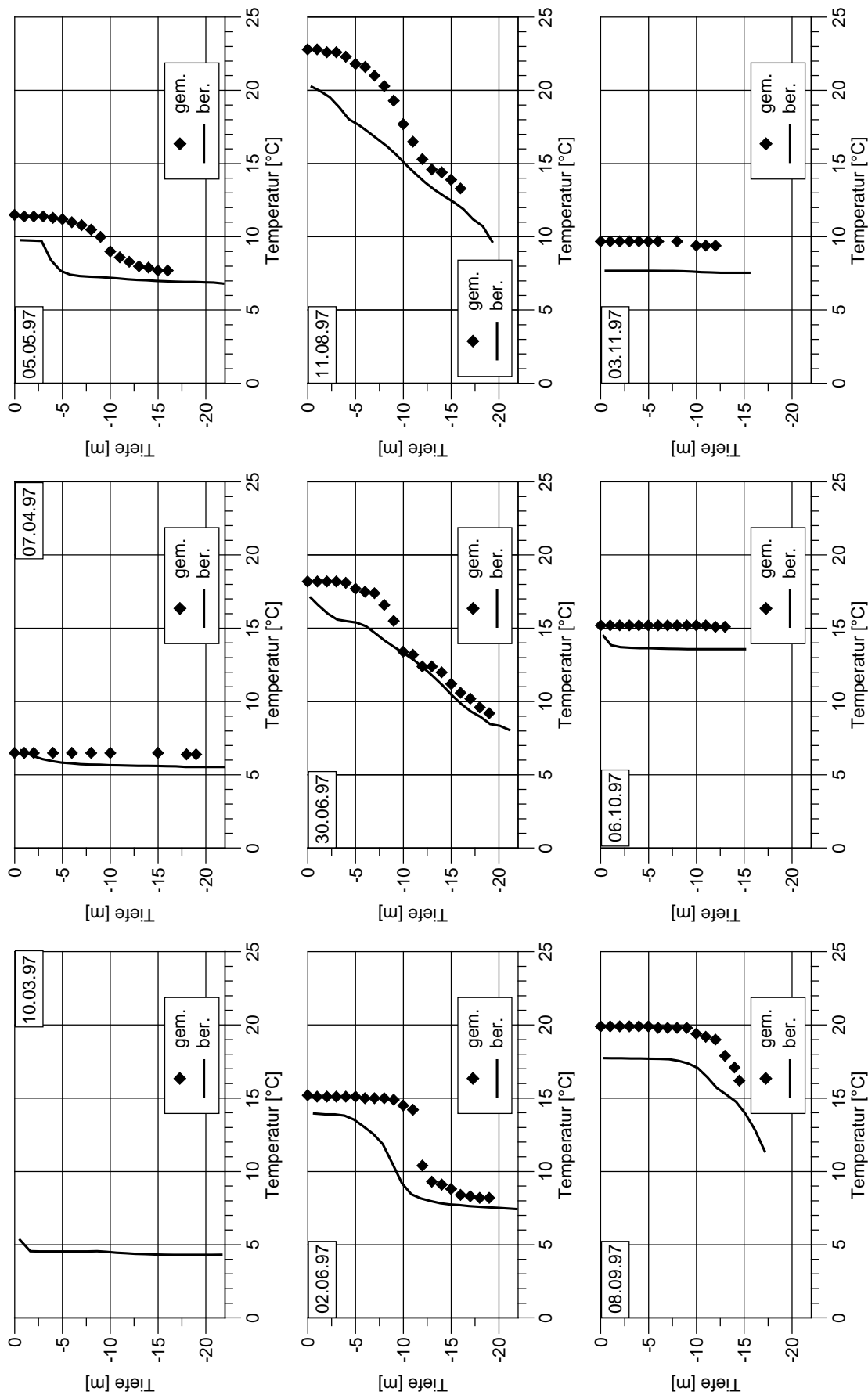
Orthophosphat-Phosphor-Konzentration im Auslauf der Möhnetalsperre für das Jahr 1995



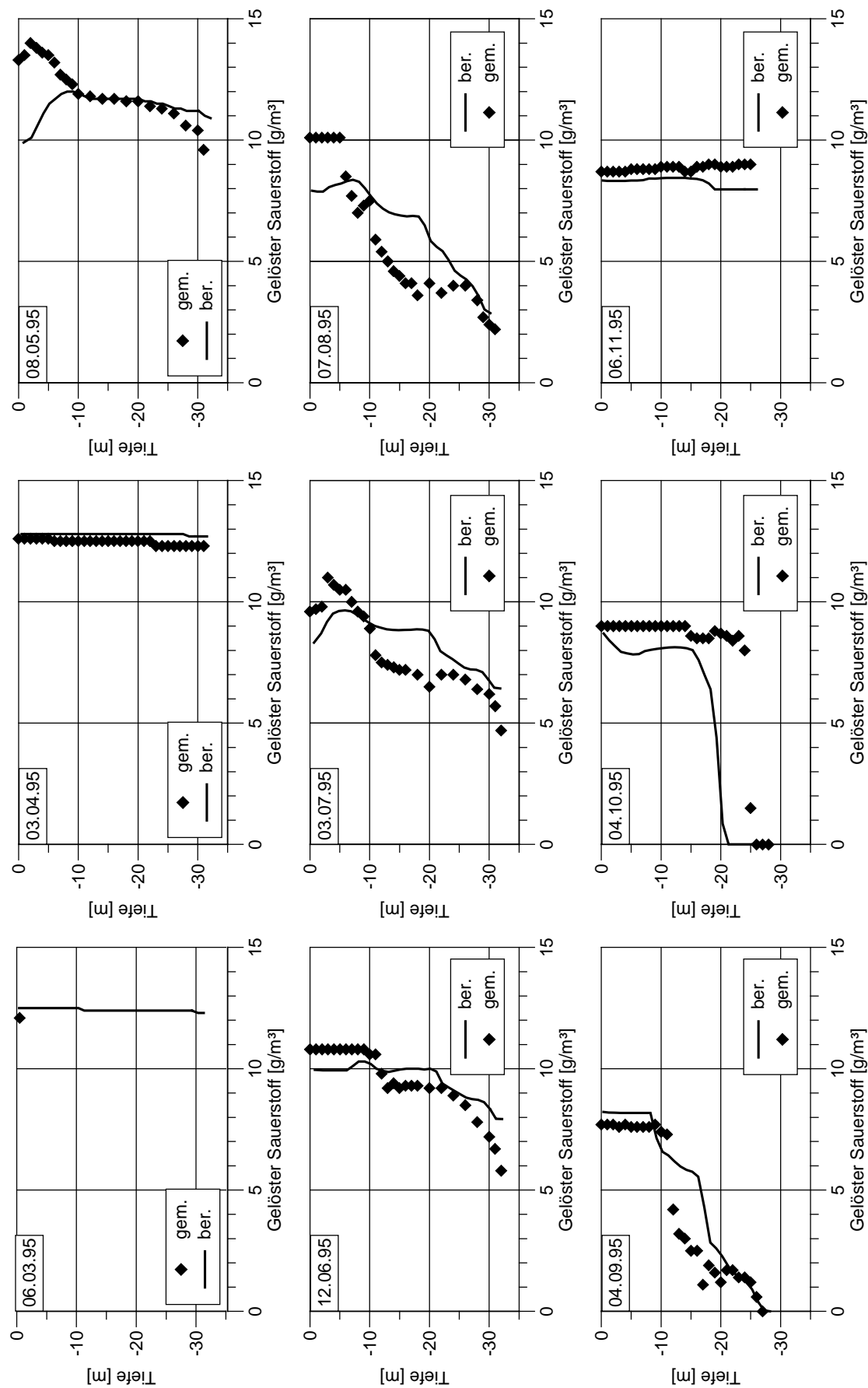
Validierung der Temperatur an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997



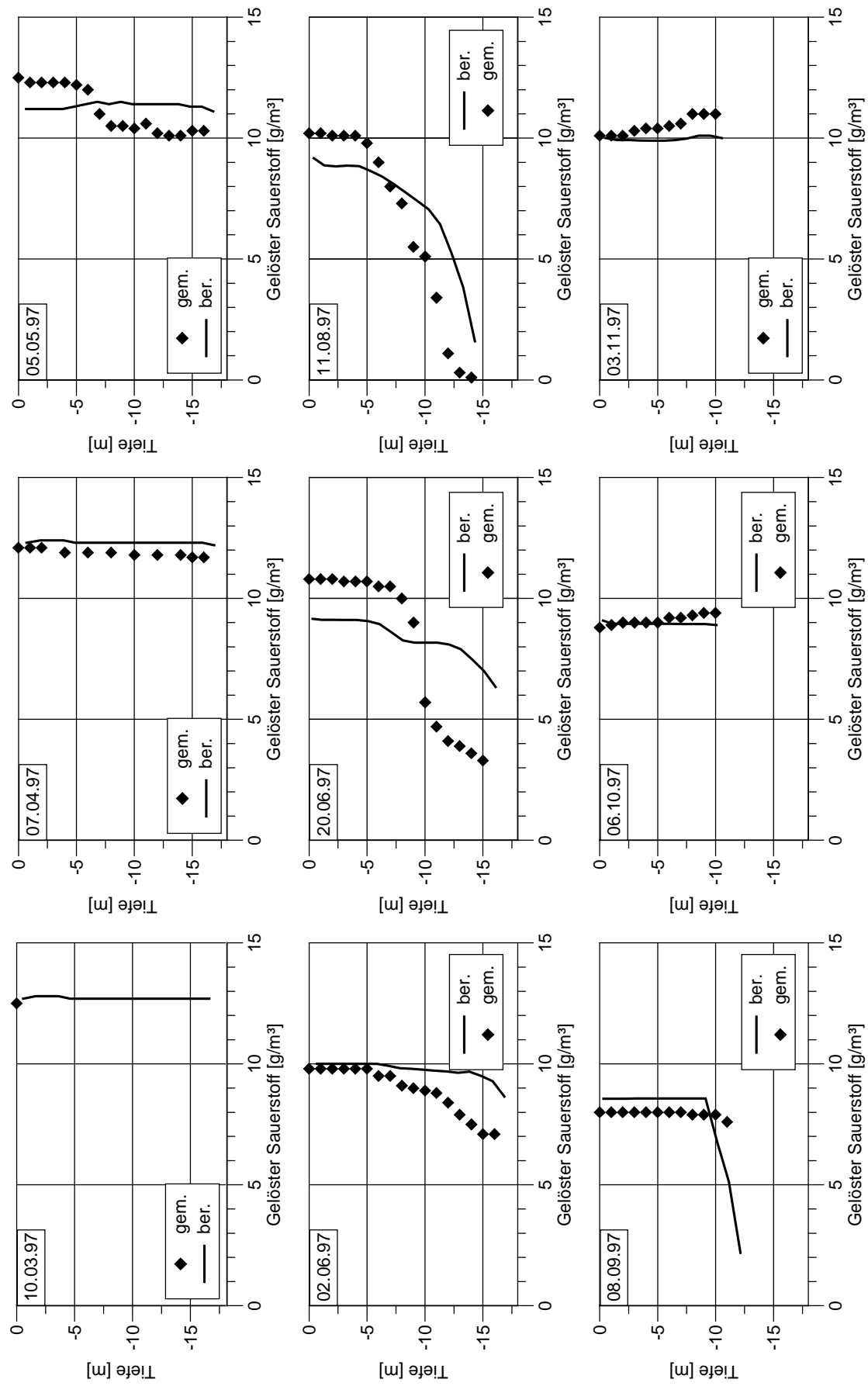
Validierung der Temperatur an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997



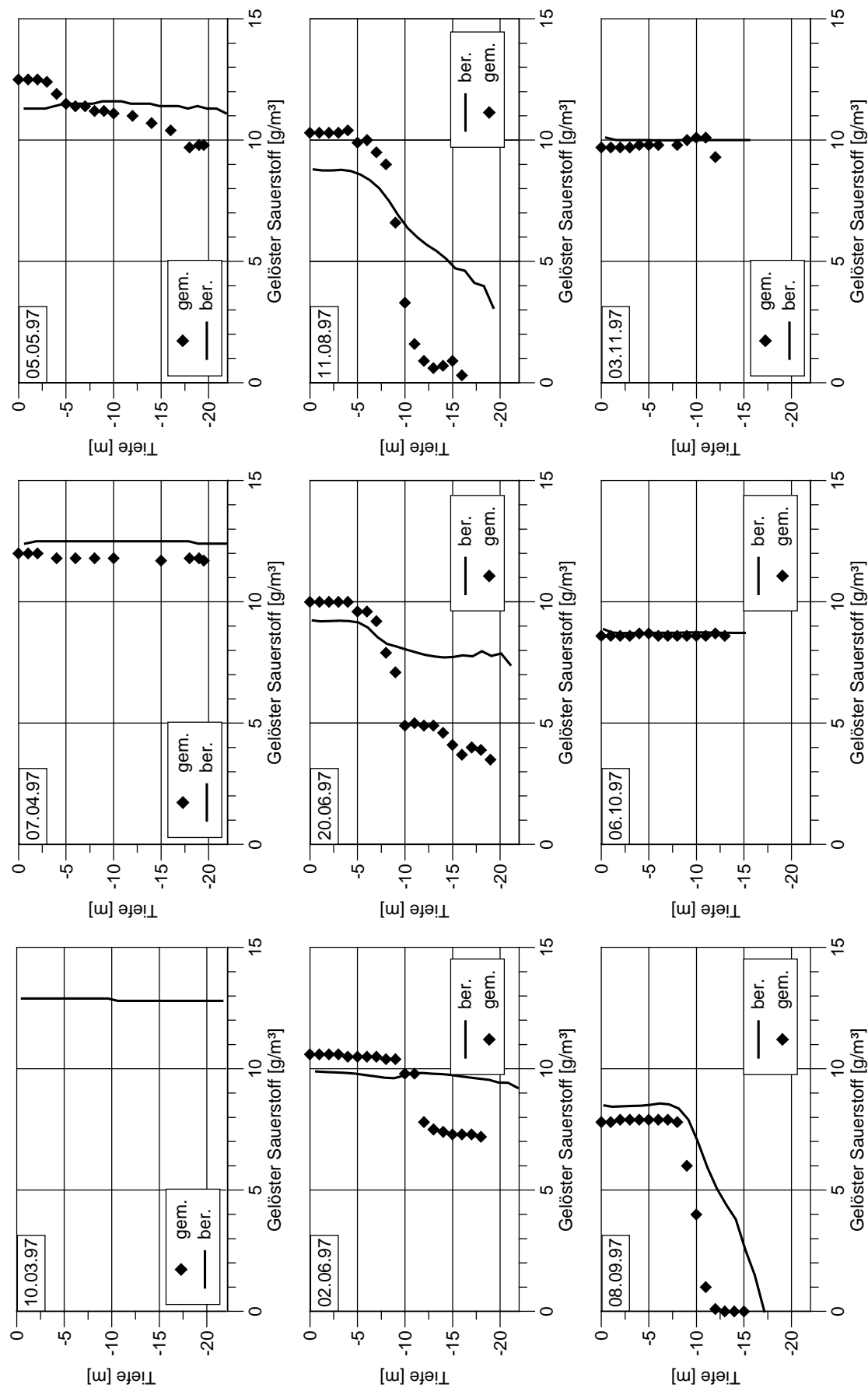
Validierung der Temperatur an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997



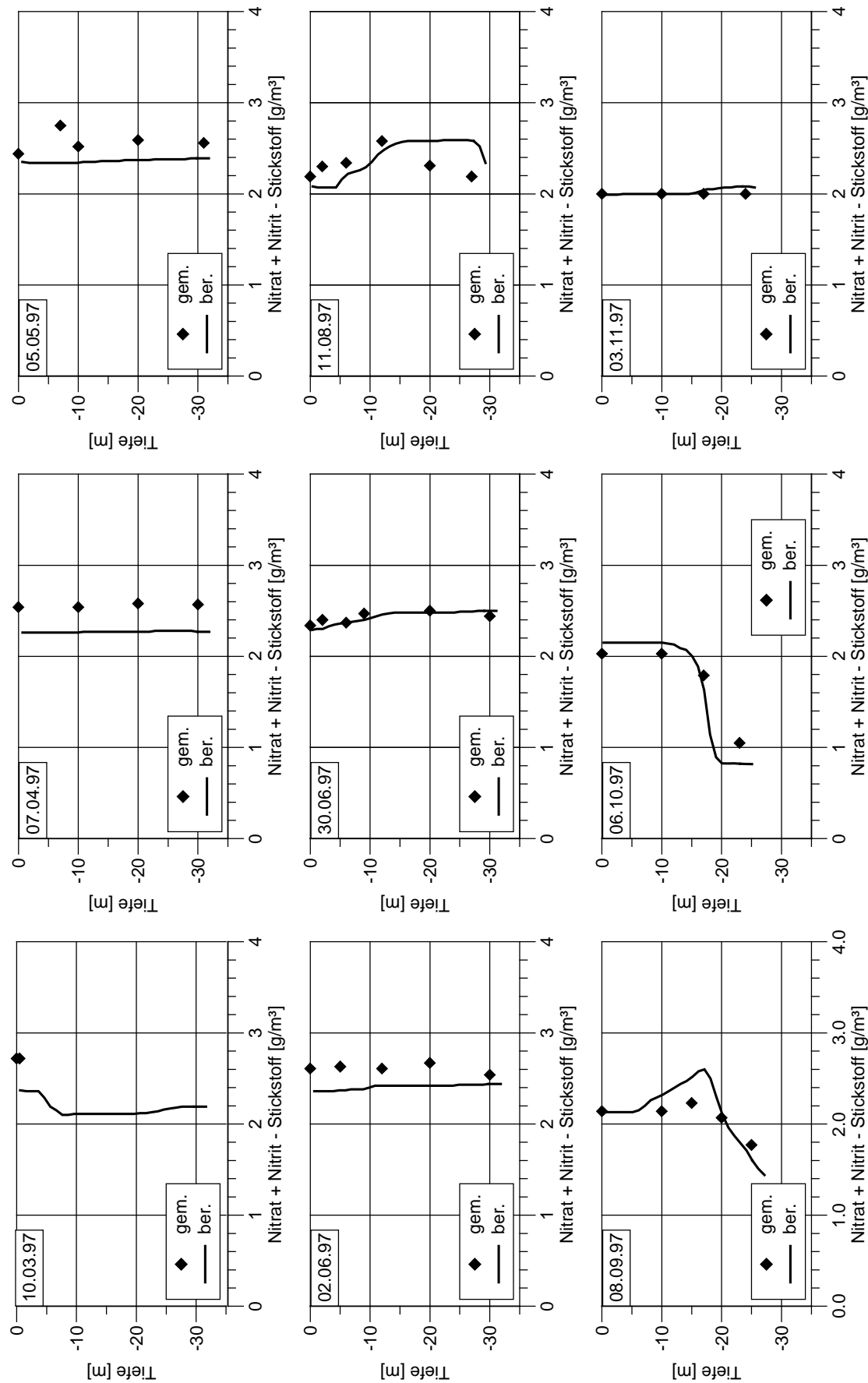
Validierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997



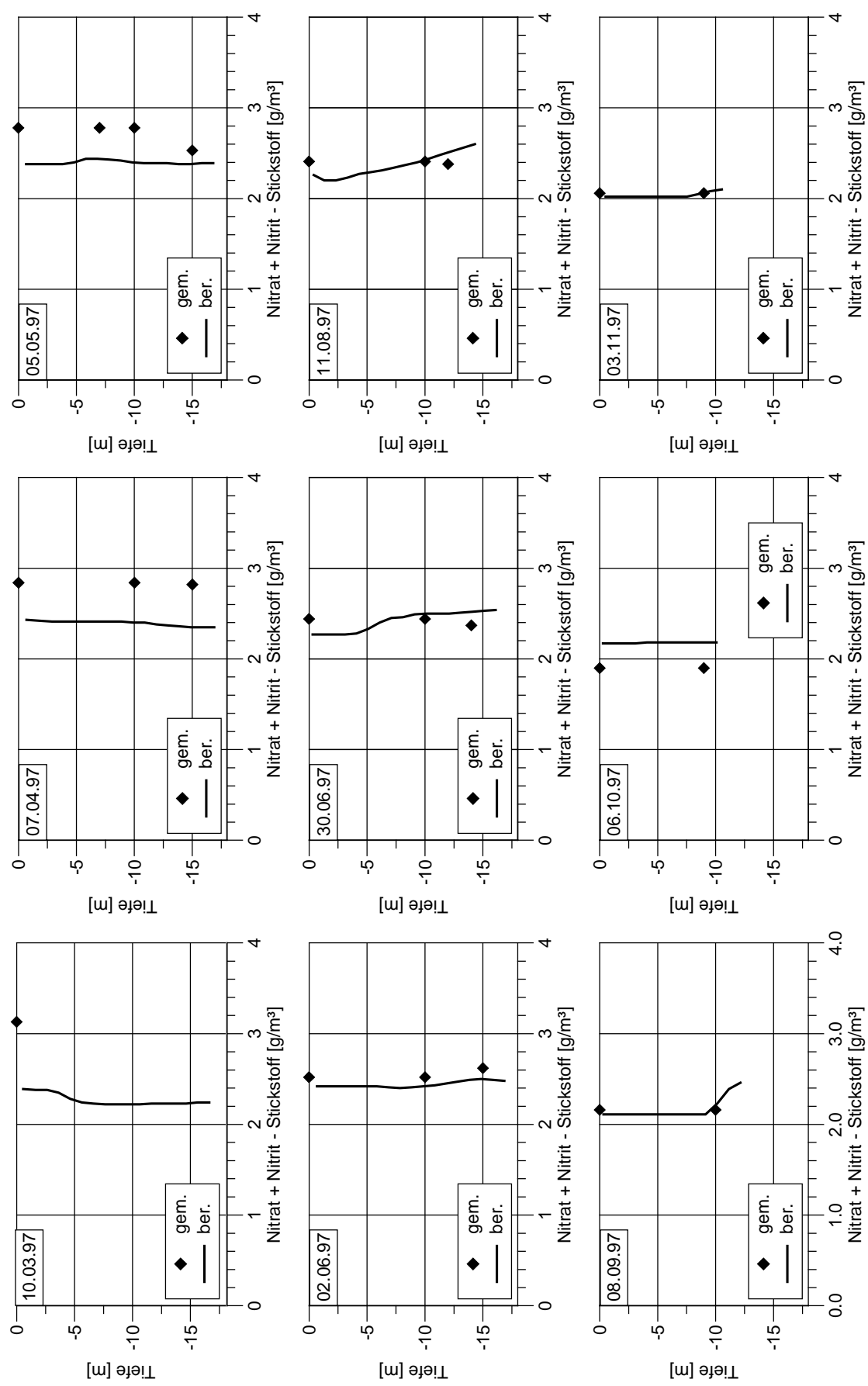
Validierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997



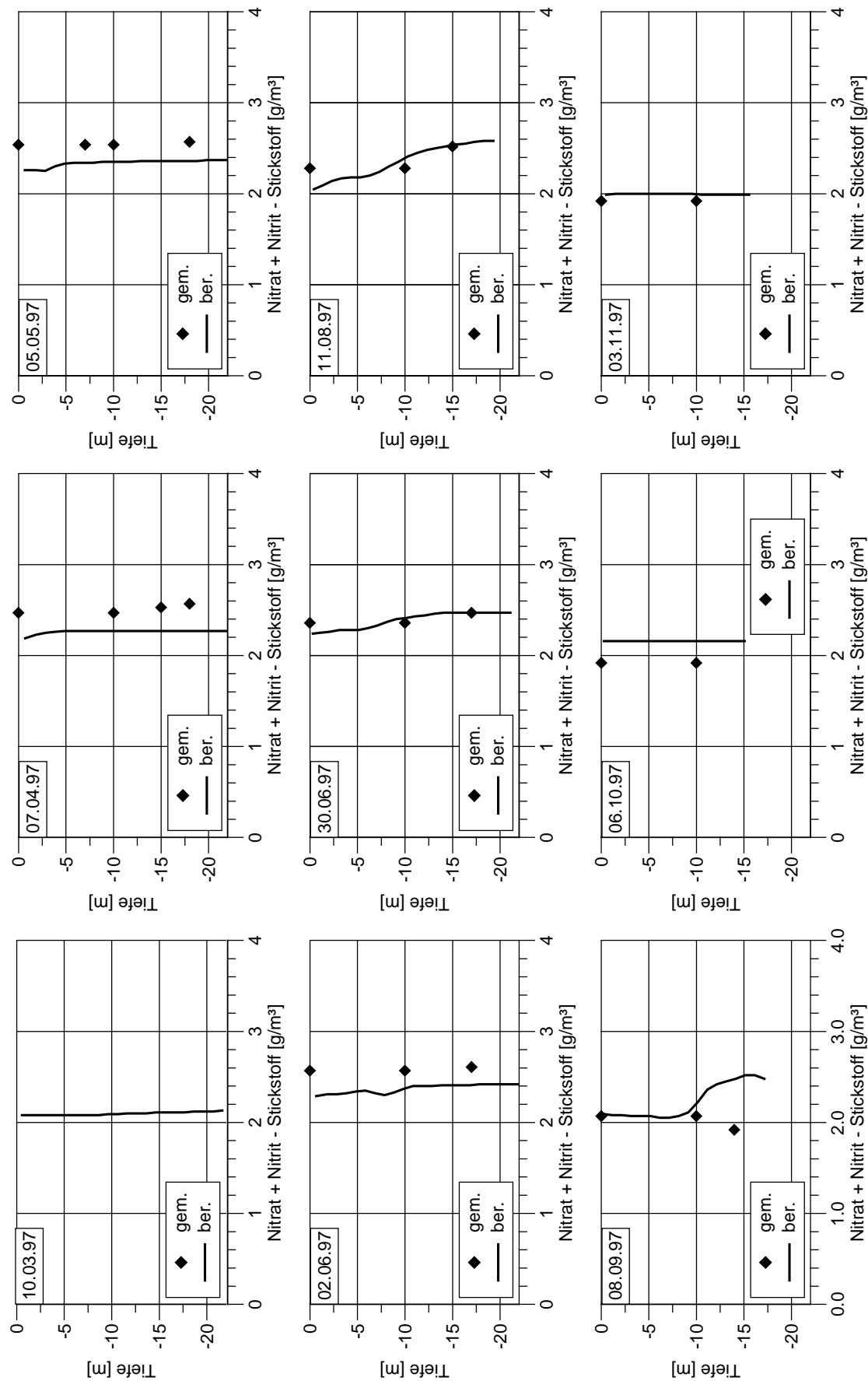
Validierung der Konzentration des gelösten Sauerstoffs an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997



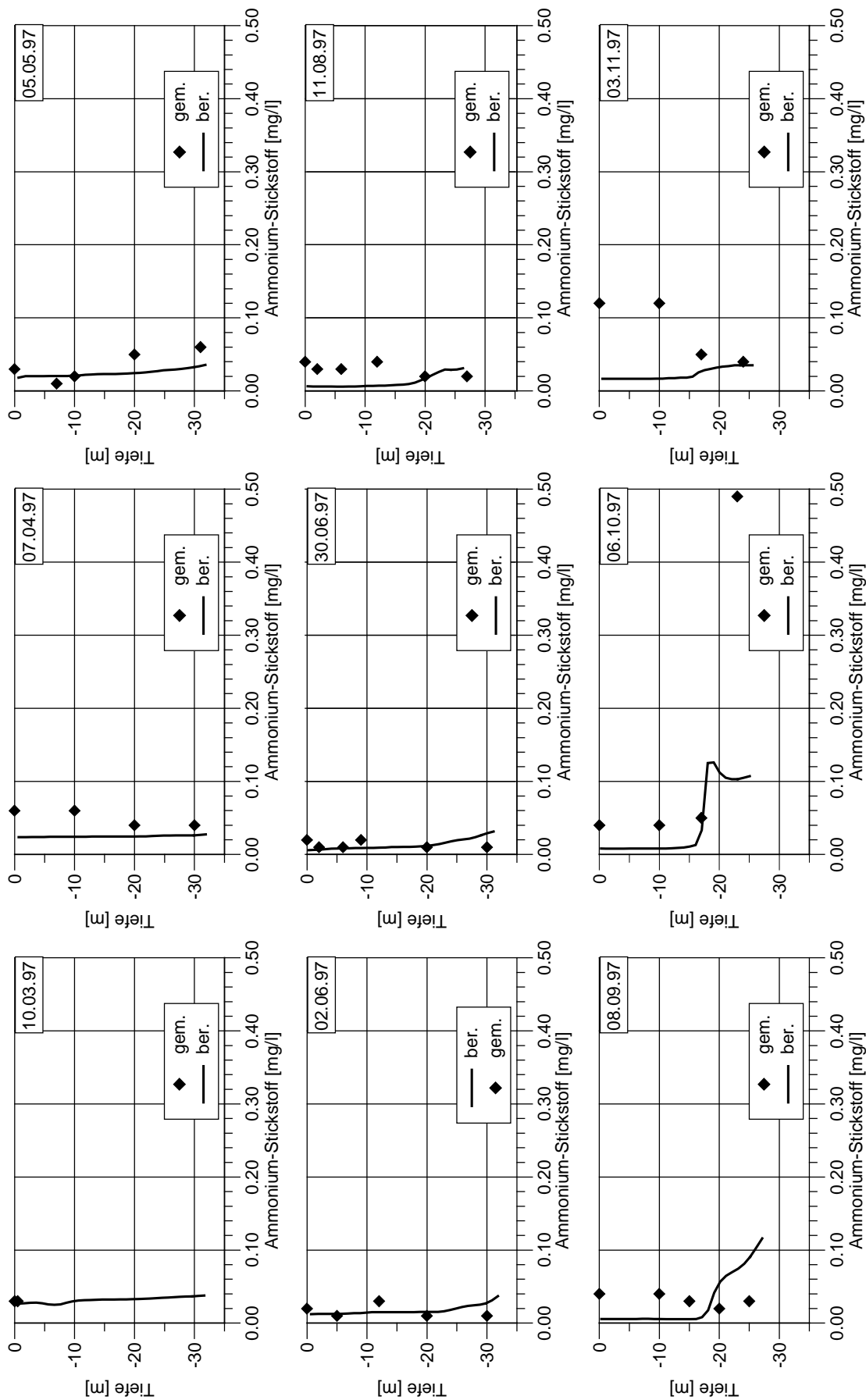
Validierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997



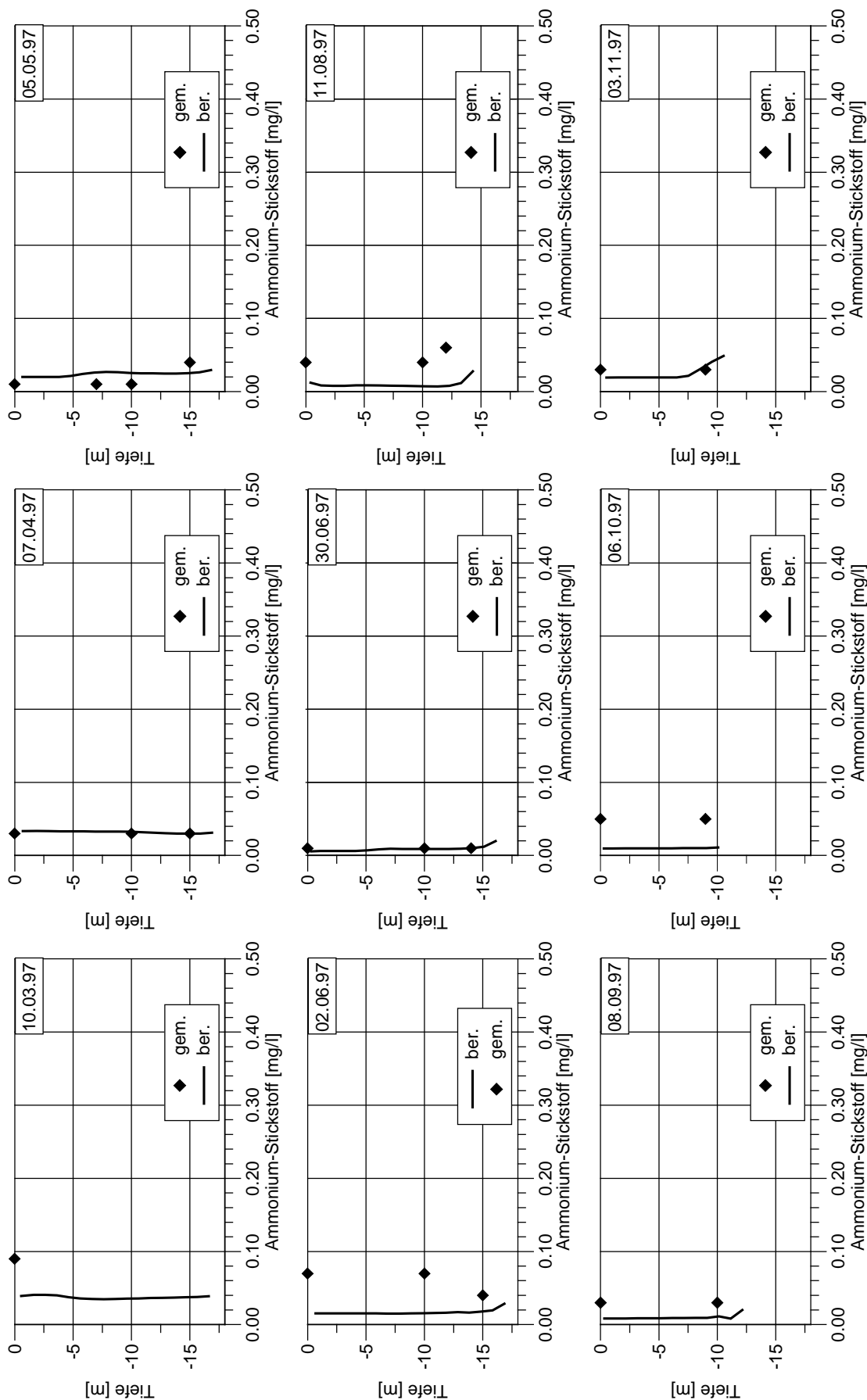
Validierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997



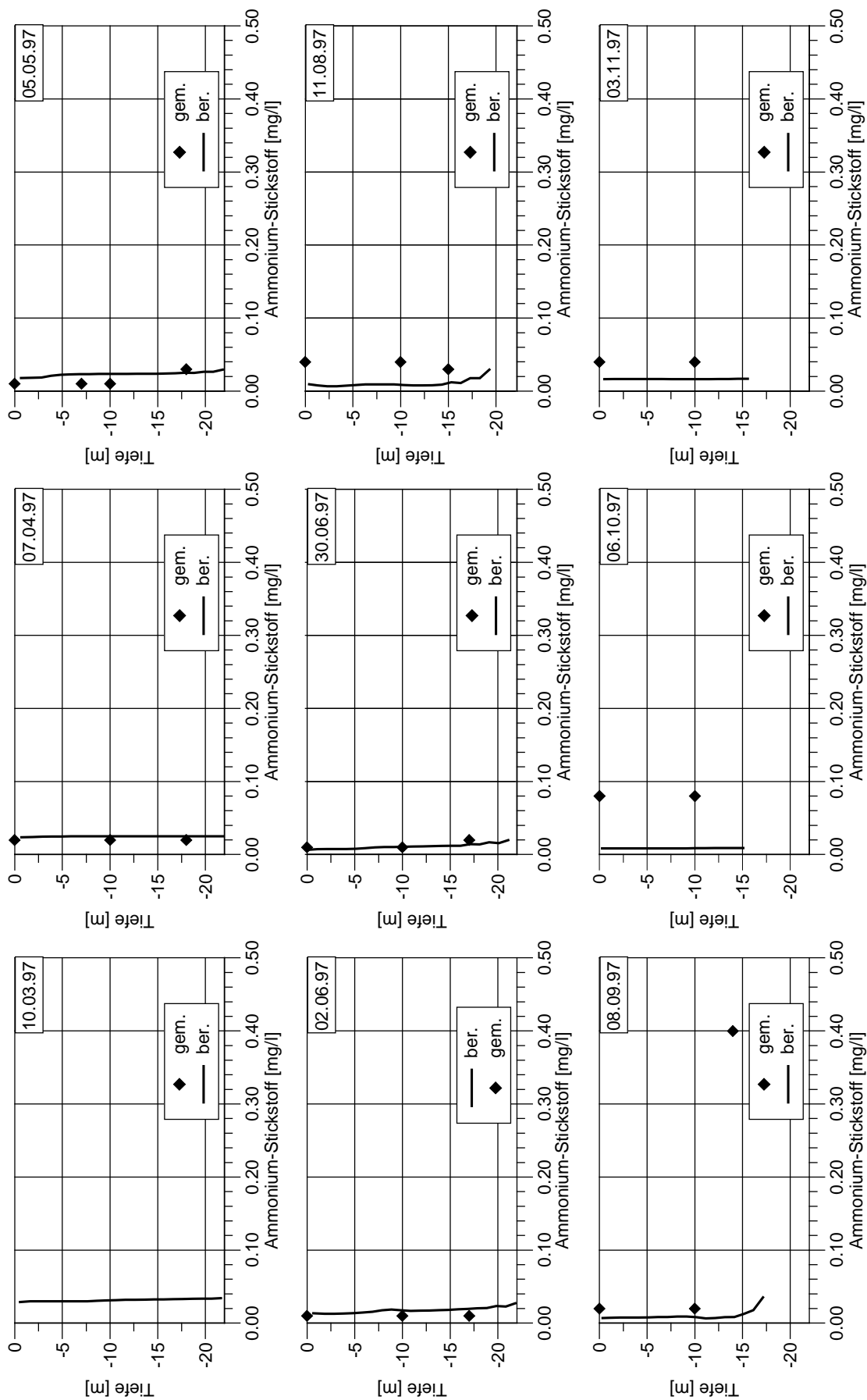
Validierung der Nitrat+Nitrit-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997



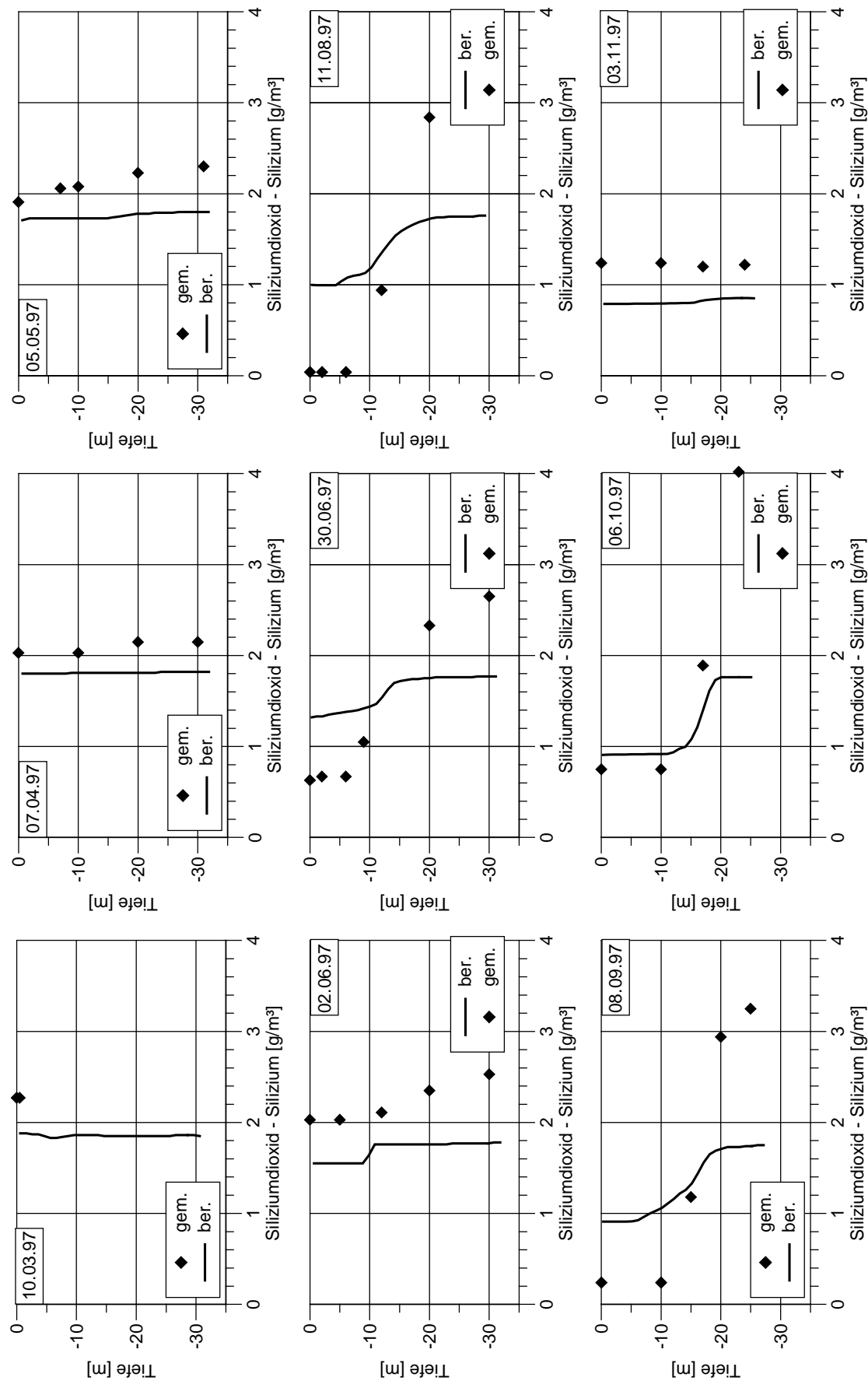
Validierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997



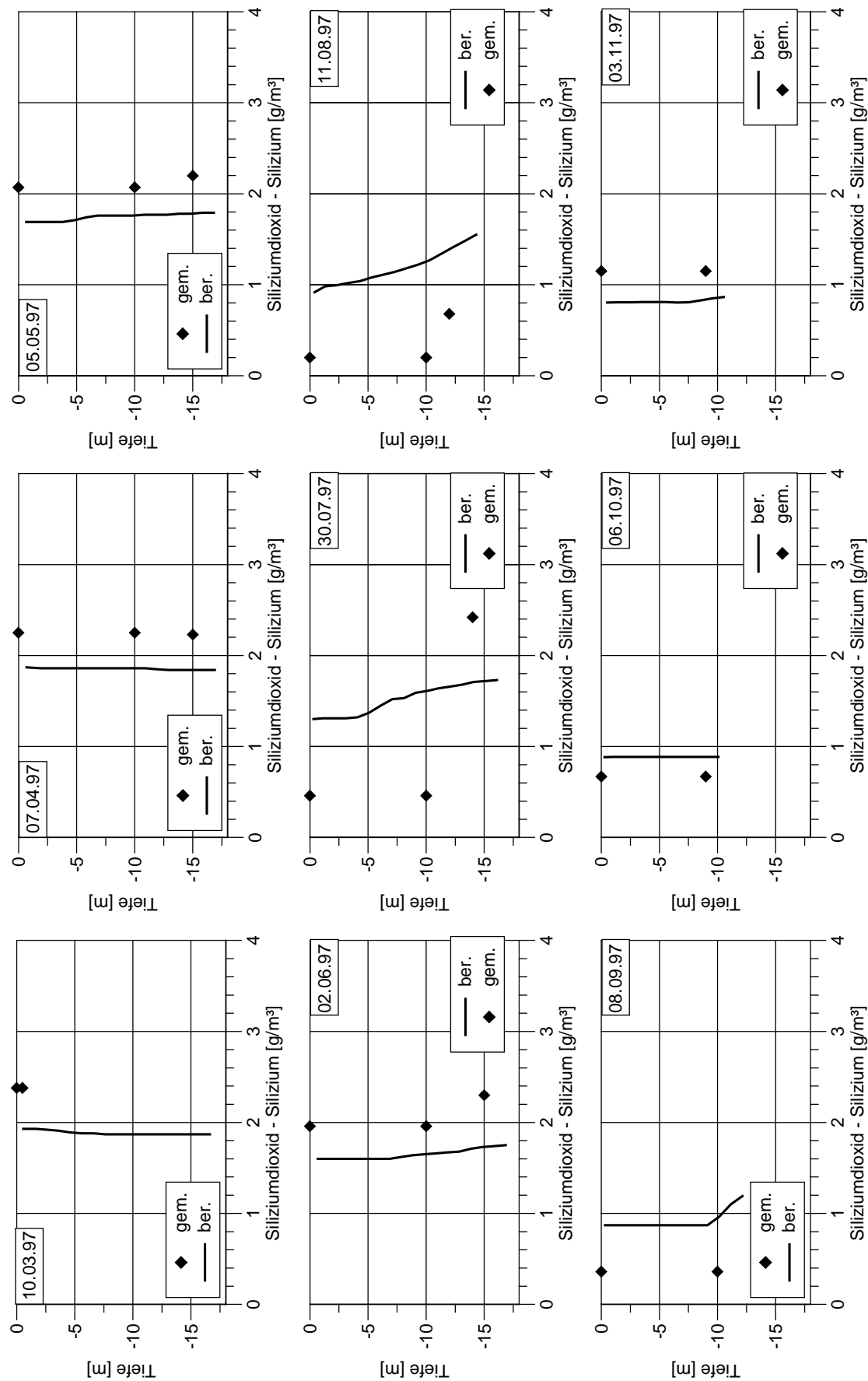
Validierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997



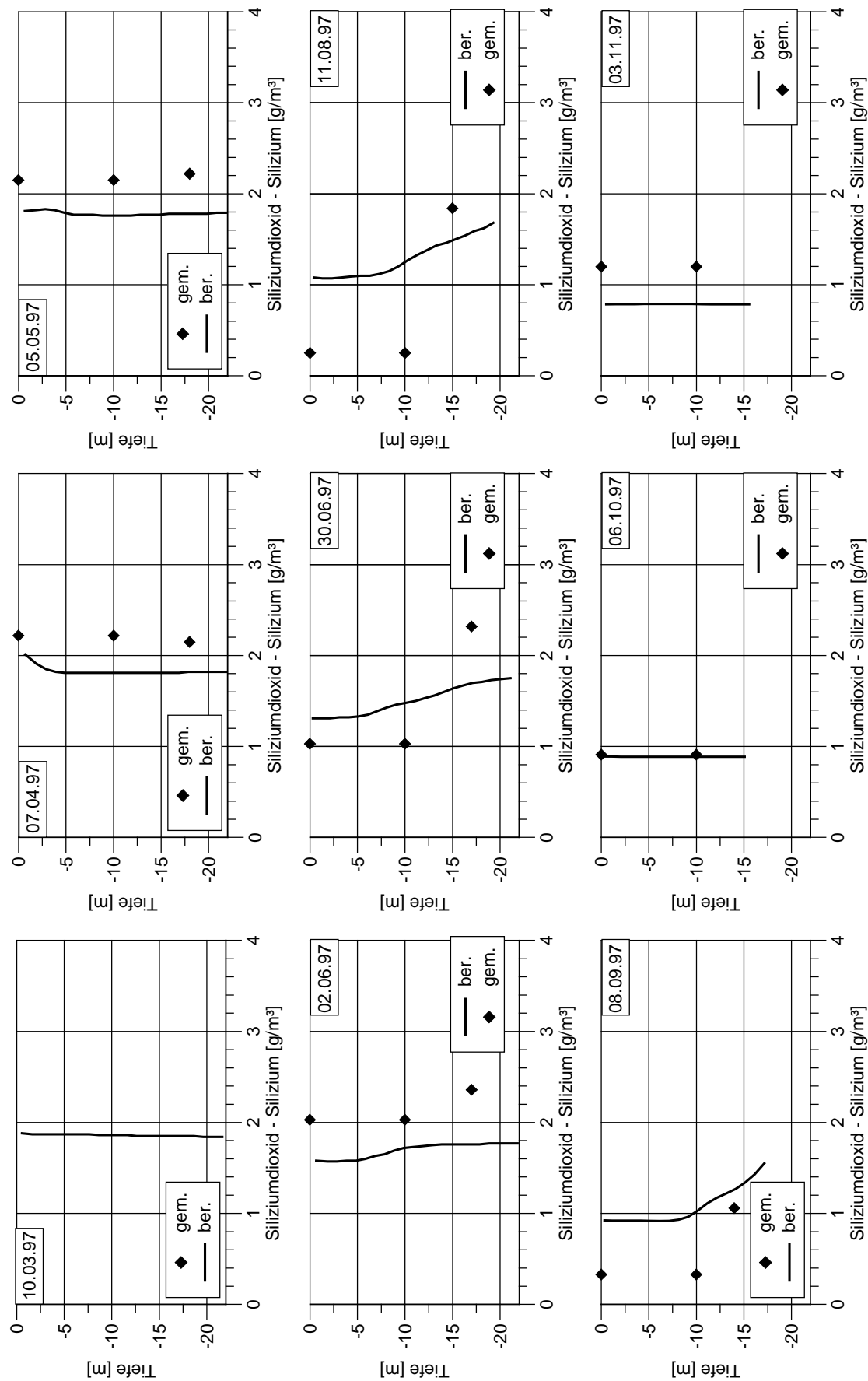
Validierung der Ammonium-Stickstoff-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997



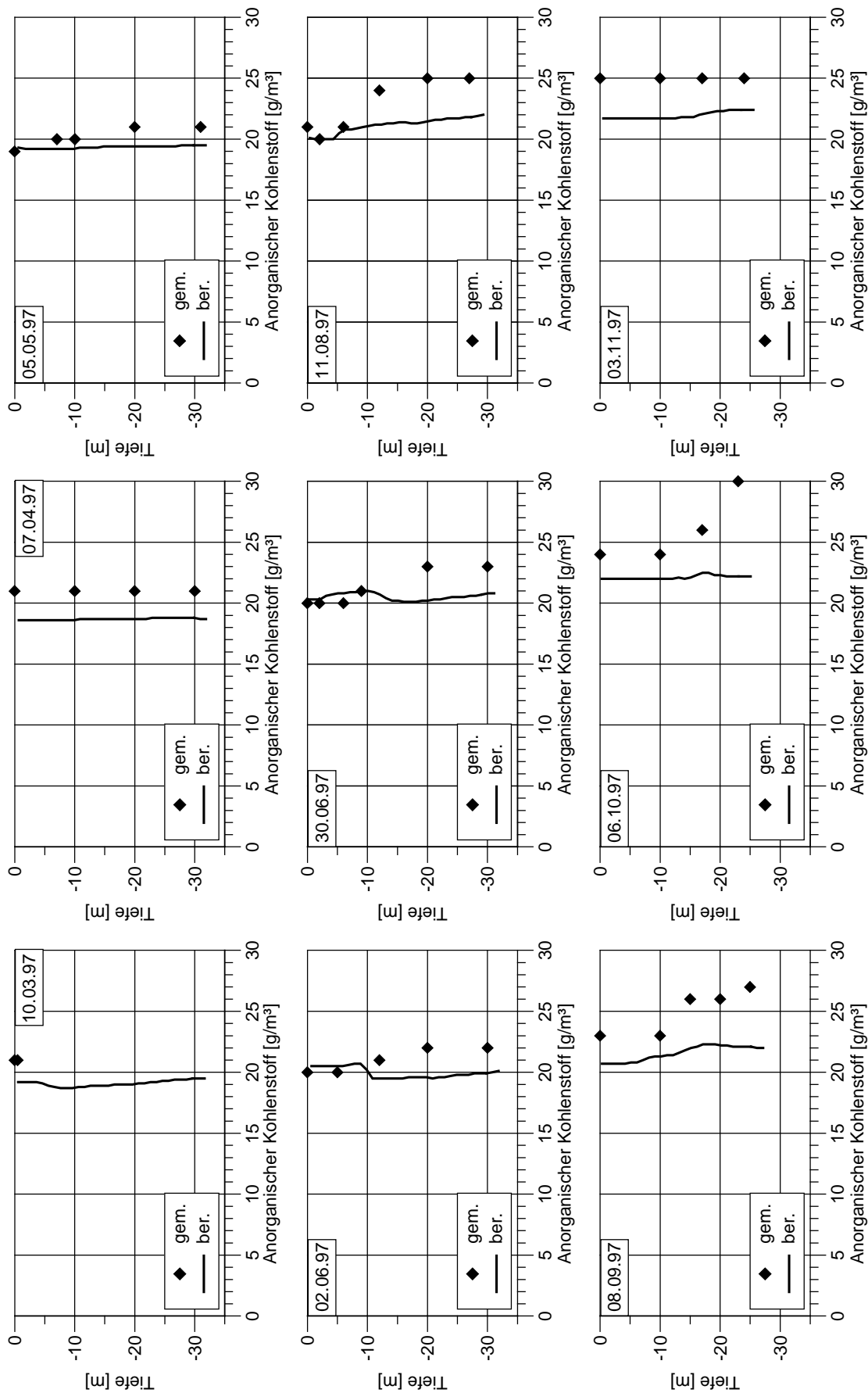
Validierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997



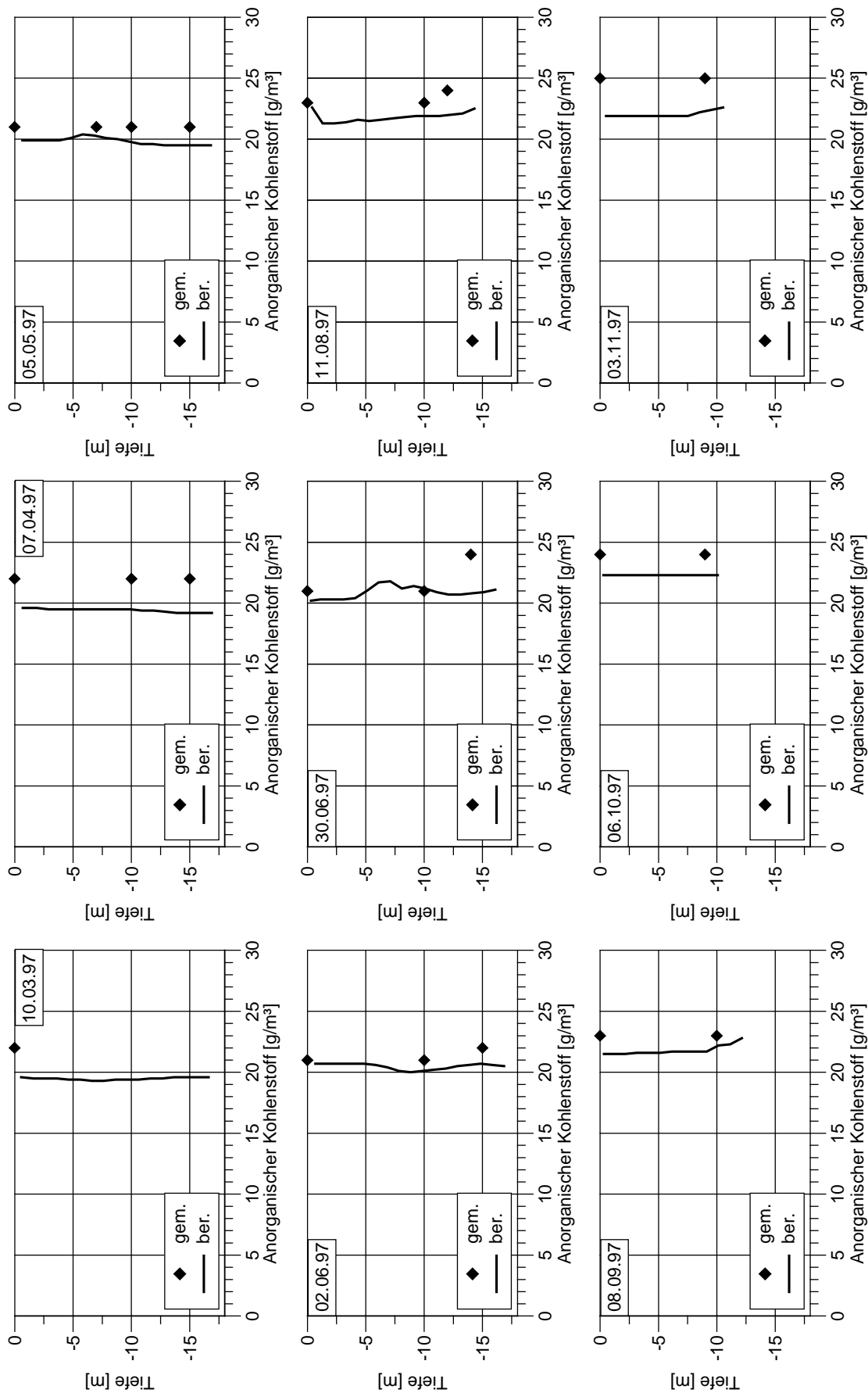
Validierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997



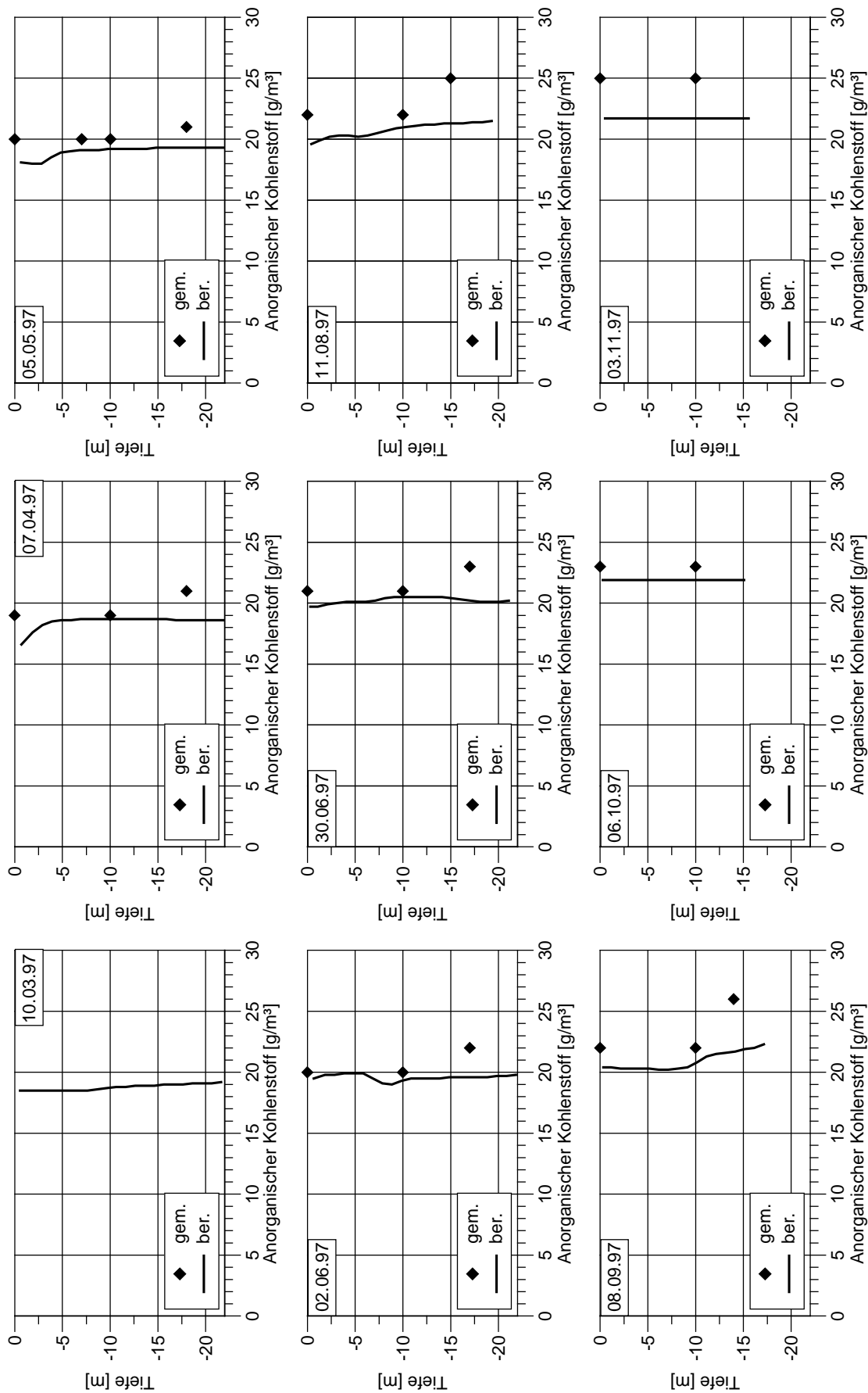
Validierung der Siliziumdioxid-Silizium-Konzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997



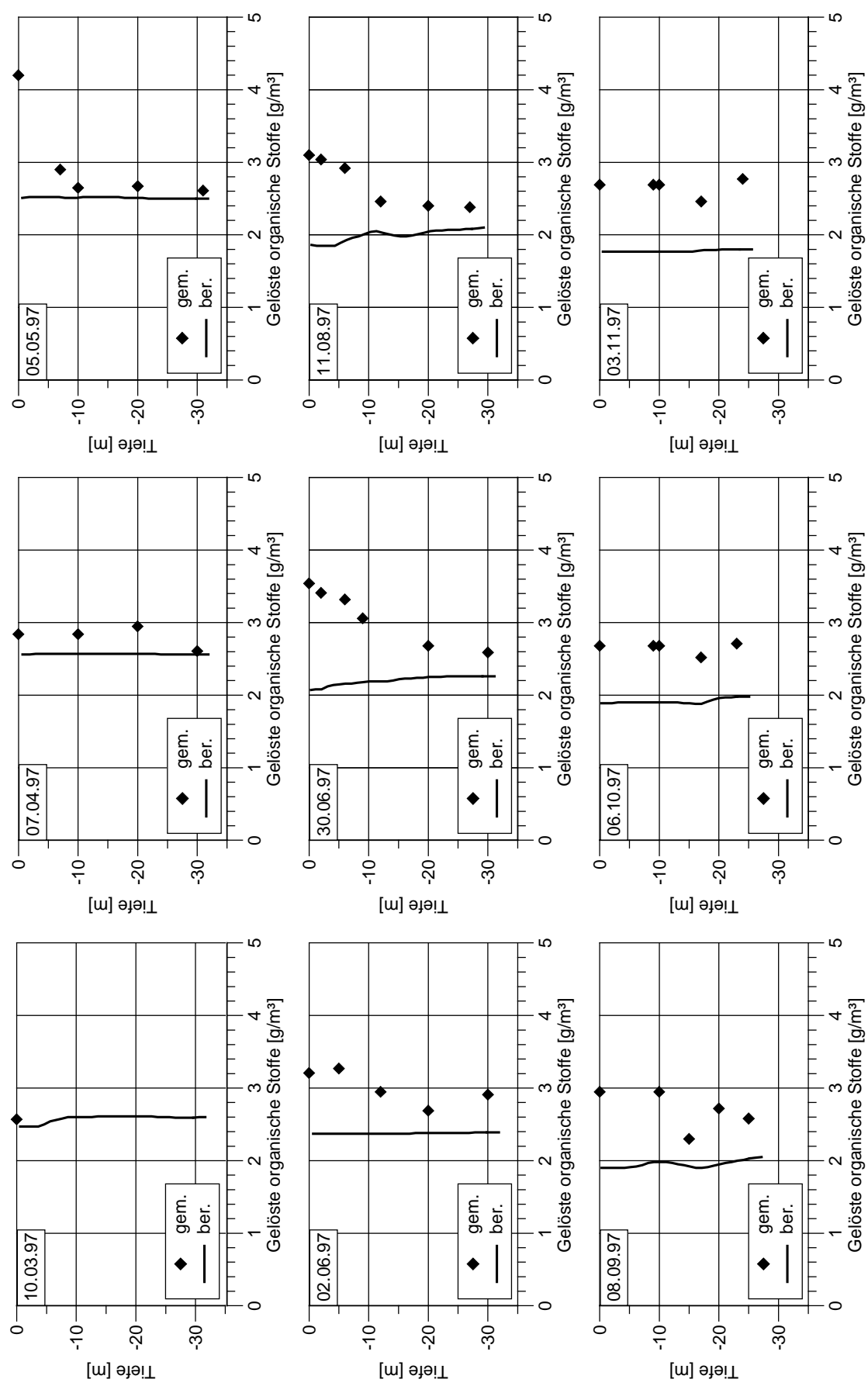
Validierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997



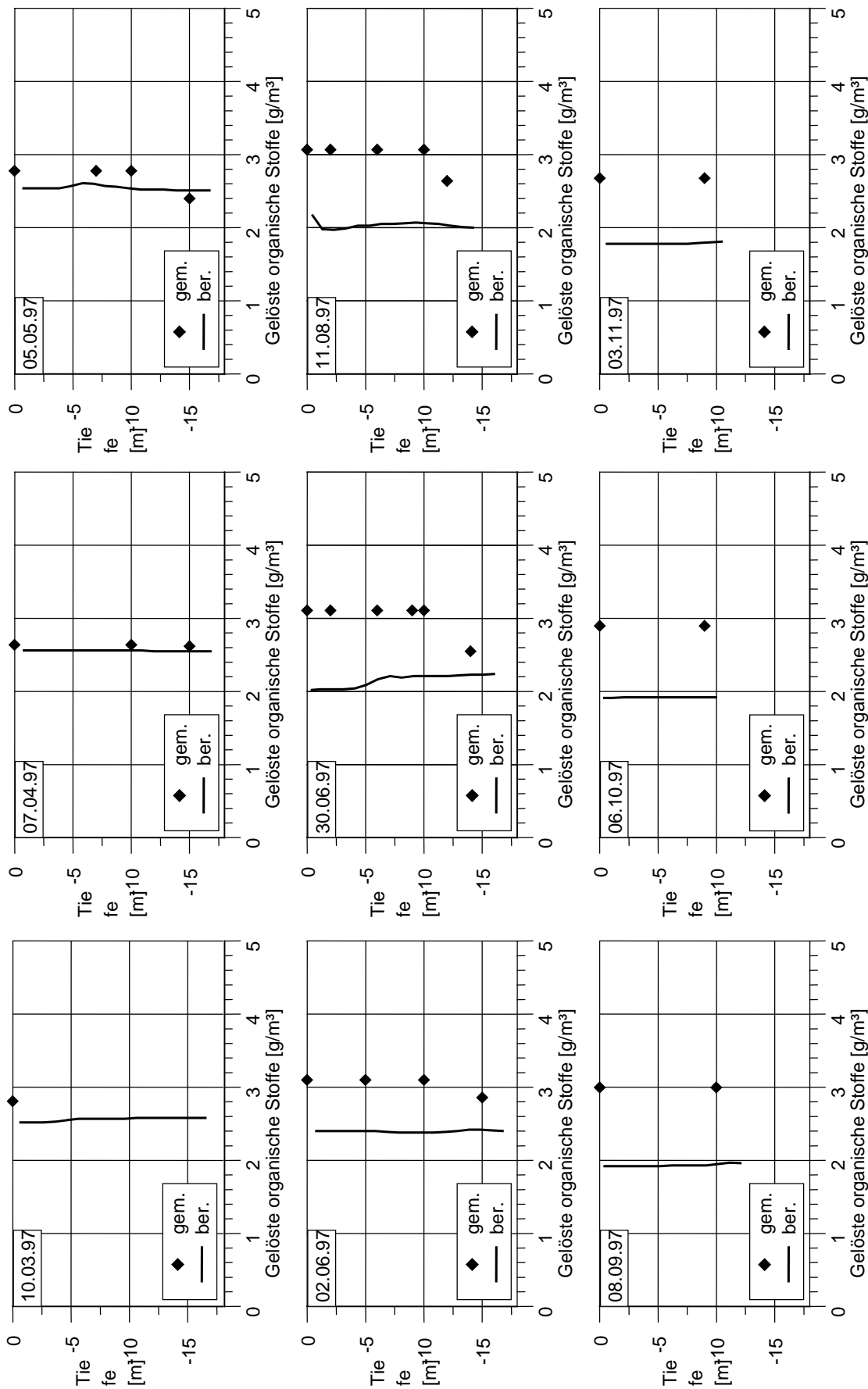
Validierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997



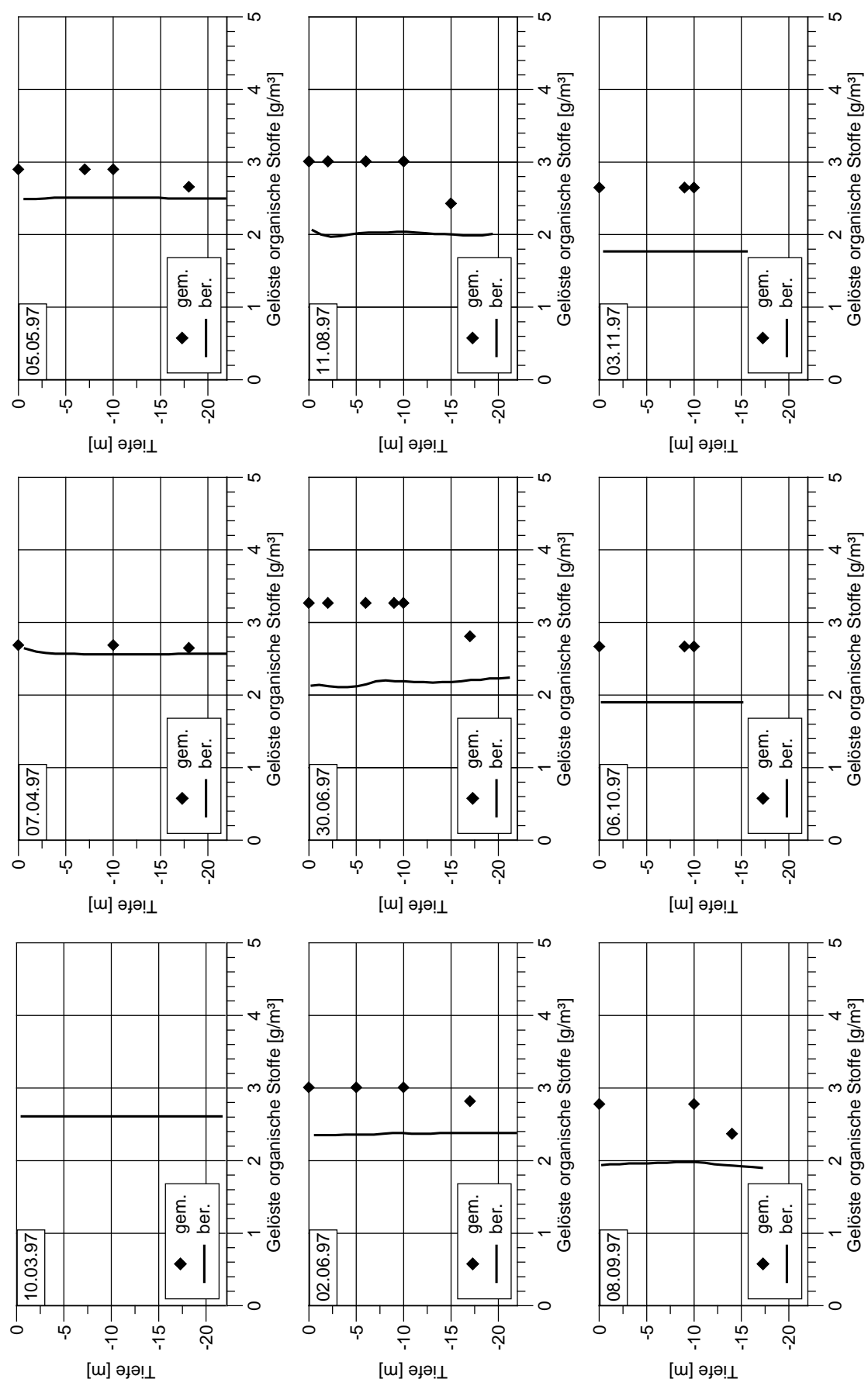
Validierung der Konzentration des anorganischen Kohlenstoffs an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997



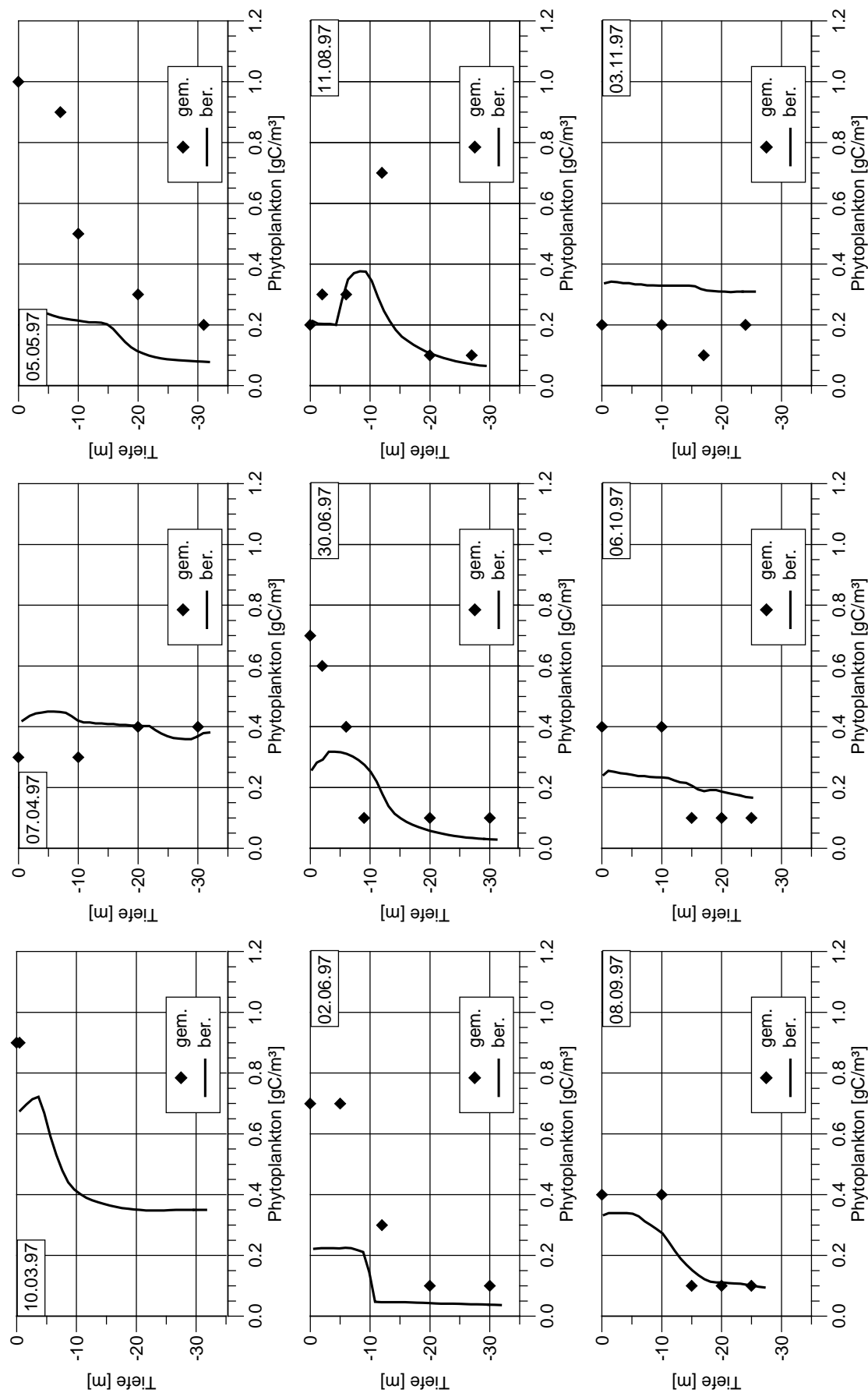
Validierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997



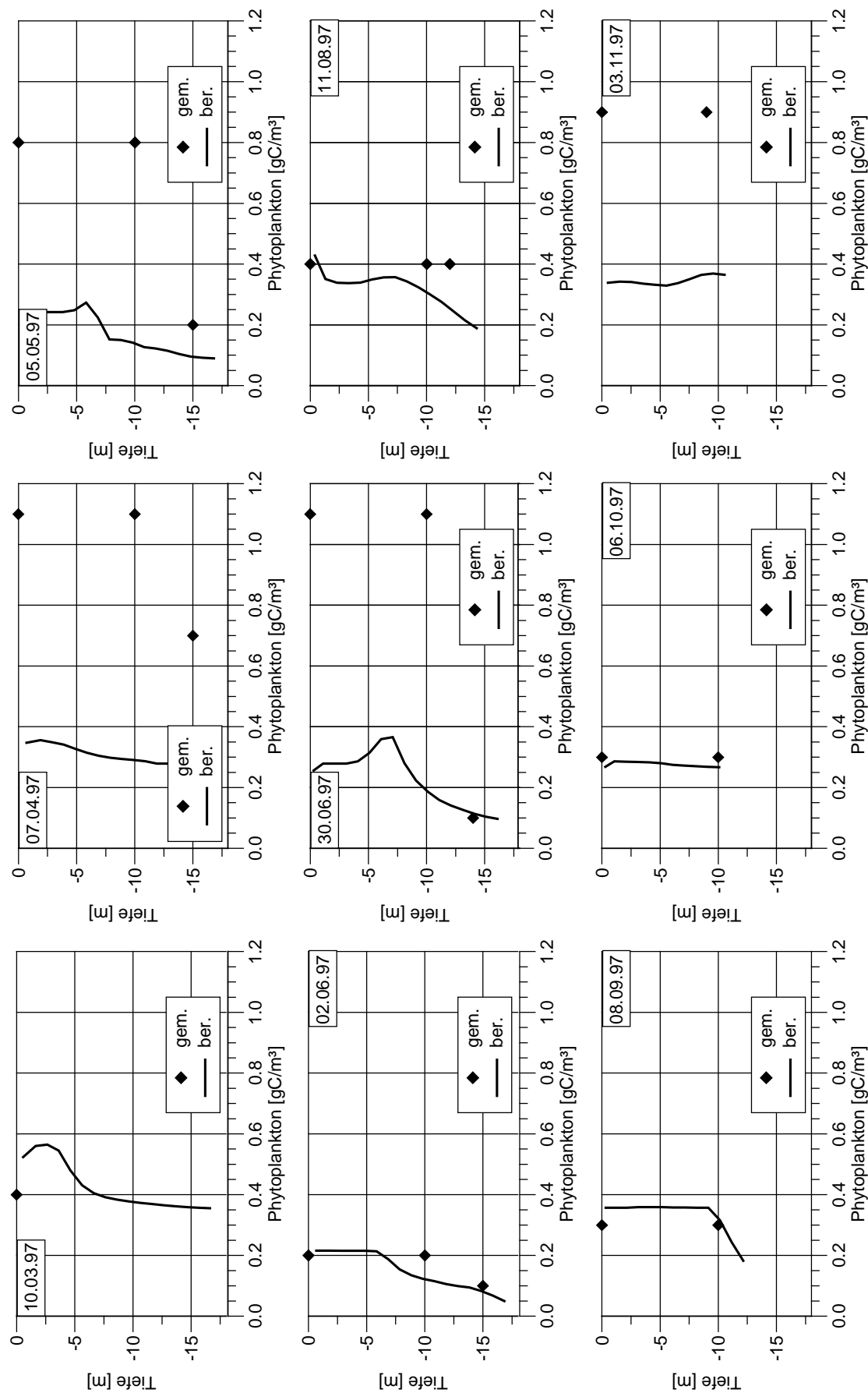
Validierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997



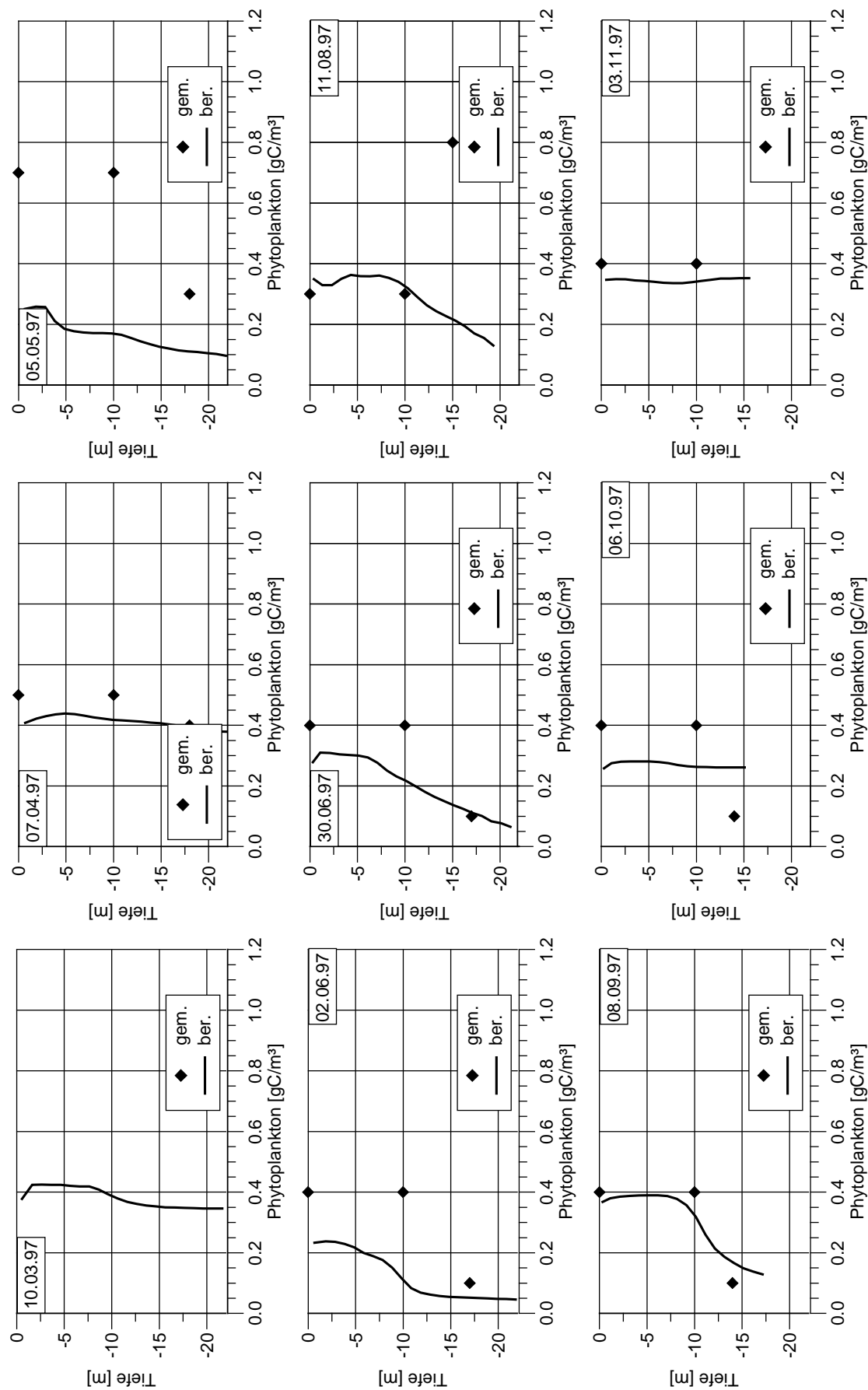
Validierung der Konzentration der gelösten organischen Stoffe an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997



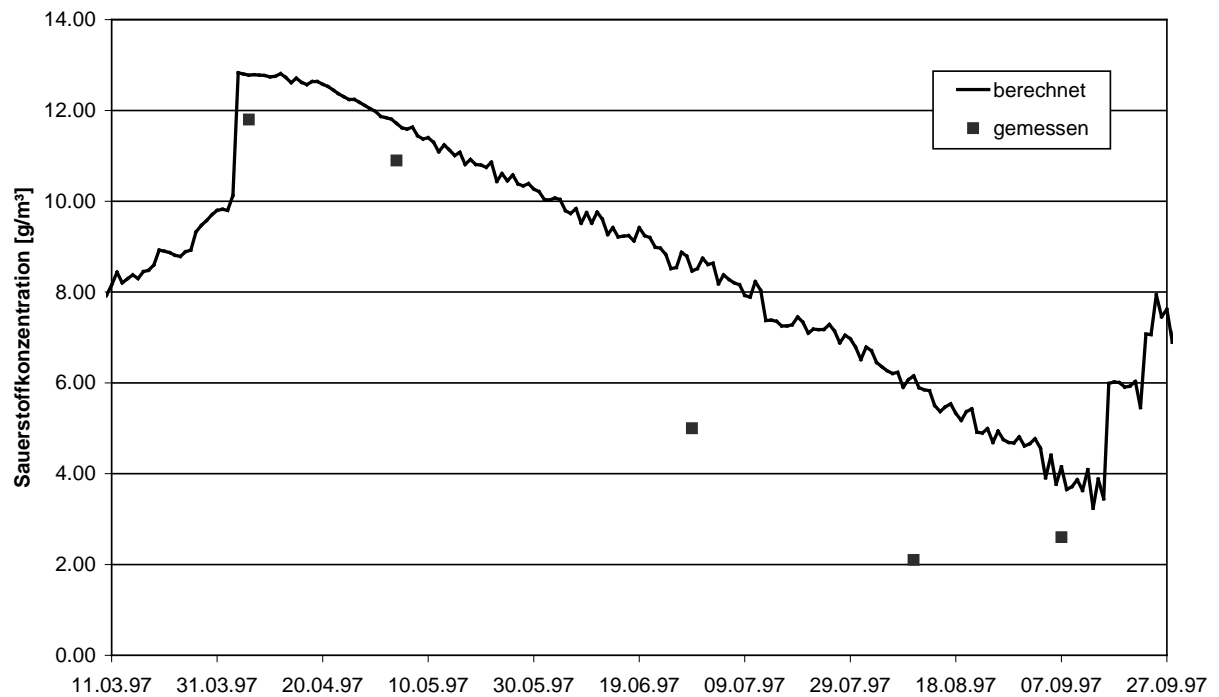
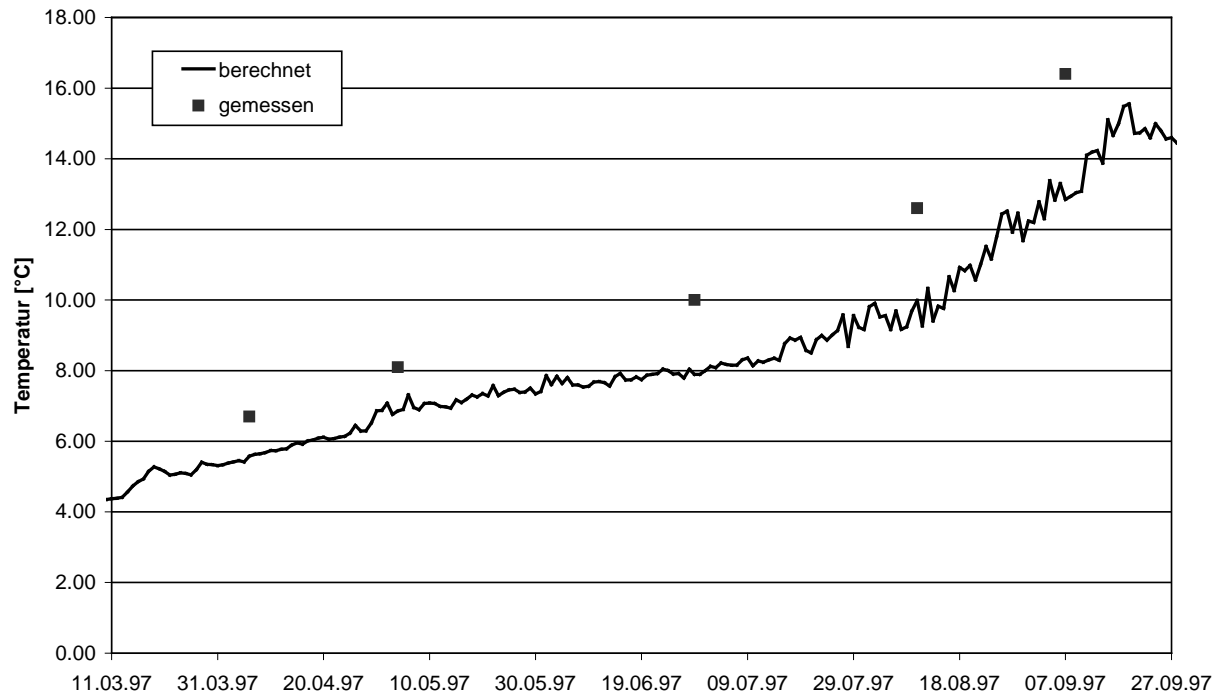
Validierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle vor der Staumauer für das Jahr 1997



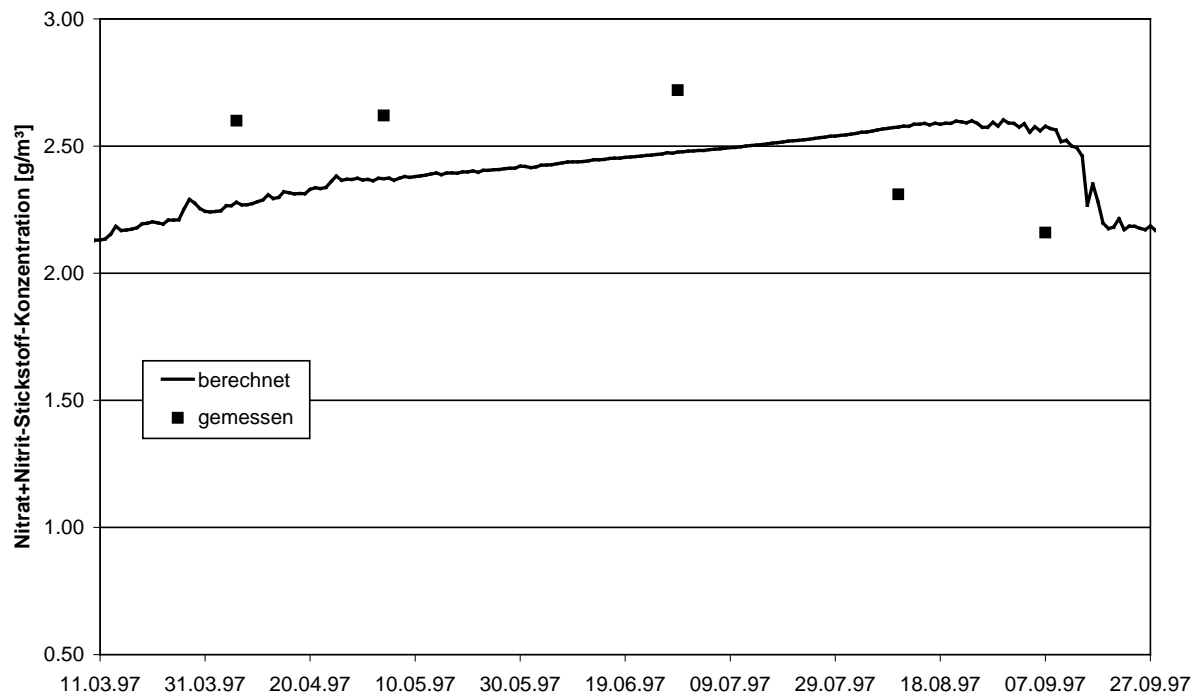
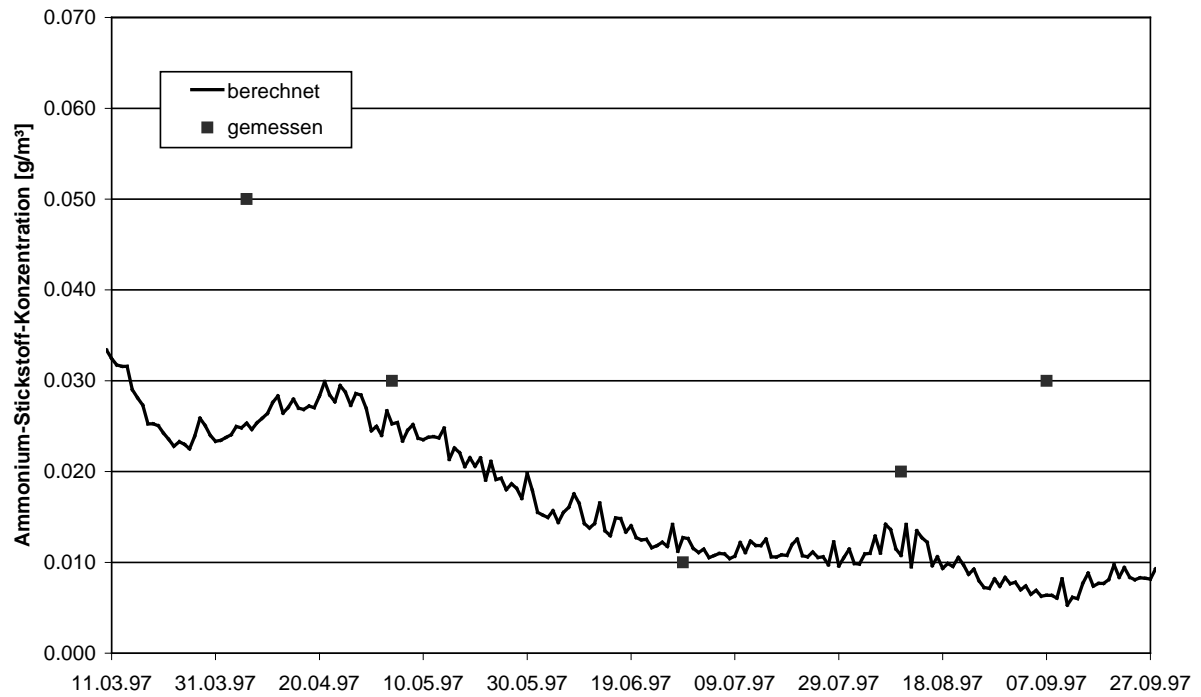
Validierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle Körbecker Brücke für das Jahr 1997



Validierung der Phytoplanktonkonzentration an der Meßstelle Hevearm für das Jahr 1997



Temperatur und Konzentration des gelösten Sauerstoffs im Auslauf der Möhnetalsperre für das Jahr 1997



Ammonium-Stickstoff-Konzentration und Nitrat-Stickstoff-Konzentration im Auslauf der Möhnetalsperre für das Jahr 1997

Lebenslauf

Persönliche Daten

Name	Alexandra Weihrauch, geb. Behrens
geboren am	19.01.1971
in	Elbingerode
Familienstand	verheiratet
Staatsangehörigkeit	deutsch

Bildungsgang

1977 - 1985	Polytechnische Oberschule in Wernigerode
1985 - 1988	Erweiterte Oberschule (Gymnasium) in Halberstadt
1988 - 1989	Universität Halle, Institut zur Vorbereitung auf das Auslandsstudium, Abschluß mit dem Abitur
09/89 - 02/90	Studium der Mathematik an der Universität Szeged (Ungarn)
10/90 - 10/95	Studium des Bauingenieurwesens an der TU Braunschweig mit den Vertiefungsrichtungen Stahlbau, Statik und Wasserbau
10/95	Studienabschluß mit dem Diplom, Diplomarbeit zu dem Thema "Hydraulische Sanierung von Grundwasserkontaminationen mit Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) als Schadstoff"

Beruflicher Werdegang

04/93 - 12/94	Wissenschaftliche Hilfskraft am Institut für Verkehr, Eisenbahnwesen und Verkehrssicherung der TU Braunschweig
01/95 - 06/95	Wissenschaftliche Hilfskraft am Leichtweiß - Institut für Wasserbau der TU Braunschweig
11/95 - 03/96	Wissenschaftliche Angestellte am Leichtweiß - Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Abteilung Wasserbau und Gewässerschutz
04/96 - 09/00	Wissenschaftliche Angestellte am Leichtweiß - Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Abteilung Hydrologie und Wasserwirtschaft
seit 10/00	Wissenschaftliche Angestellte im Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein

